

TEKNILLINEN KORKEAKOULU  
RAKENNUS- JA MAANMITTAUSTEKNIIKAN OSASTO  
YHDYSKUNTATEKNIIKAN LAITOS

Tuulia Innala

ÄMMÄSSUON KAASTOPAIKAN VESI- JA AINETASEET

Diplomityö, joka on jätetty opinnäytteenä  
tarkastettavaksi diplomi-insinöörin tutkintoa  
varten Espoossa 27.2.1995

TEKNILLINEN KORKEAKOULU  
RAKENNUS- JA MAANMITTAUSTEKNIIKAN  
YHDYSKUNTATEKNIIKAN LAITOS

Työn ohjaaja:

Tekn. lis. Markku Pelkonen

Työn valvoja:

Prof. Risto Laukkanen

Tekijä, työn nimi:

Tuulia Innala  
Ämmässuon kaatopaikan vesi- ja ainetaseet

Päivämäärä: 27.2.1995

Sivumäärä: 133

Osasto, laitos, professuuri:

Rakennus- ja maanmittaustekniikan osasto  
Yhdyskuntatekniikan laitos  
Vesihuoltotekniikka

Työn valvoja:

Prof. Risto Laukkanen

Työn ohjaaja:

Tekn. lis. Markku Pelkonen

Tämän työn tarkoituksena oli selvittää Ämmässuon kaatopaikan vesi- ja ainetaseita ja saada tietoa niihin vaikuttavista tekijöistä. Tavoitteena oli myös tarkastella kirjallisuustutkimuksena suotoveden kierrätyksen vaikutusta vesi- ja ainetaseisiin. Kirjallisuusosassa selvitettiin vesi- ja ainetaseiden perusteoriaa, taseiden eri komponentit ja niiden merkitys ja esitettiin tutkimusmenetelmiä taseiden määrittämiseksi. Yksinkertaisen vesitaseen laskemiseksi tulee tuntea sadanta, haihdunta, suotoveden määrä ja jätetäytön sisäisen veden määrän muutos. Ainetaseiden laskemiseksi tulee tuntea kunkin aineen sisään tuleva ainevirta, täytössä oleva ainemäärä ja suotoveden ja kaasun mukana poistuvat ainevirrat. Tärkeimmät komponentit ainetasetarkastelussa ovat hiili (C), typpi (N), fosfori (P) ja kloori (Cl), koska niiden kuormitukset ovat suuria ja/tai pitkäkestoisia (> 40 vuotta). Suotoveden kierrätystä on tutkittu paljon, mutta silti ei ole todistettu, edistääkö veden kierrätys sellaisenaan jätteen stabiloitumista. Suotoveden ainepitoisuudet ovat yleensä pienentyneet, mutta ei ole voitu osoittaa, johtuiko se laimenemisestä vai stabiloitumisesta. Kaasun tuotto ei ole yleensä parantunut. Sen sijaan puskurin, ravinteiden ja biomassan lisääminen kierrätettävään veteen on edistänyt stabiloitumista, koska kaasun tuotto on parantunut selvästi. Suotoveden sadetuksella on usein yritetty vähentää veden määrää edistämällä haihduntaa. Suotoveden määrän vähentäjänä kierrätyksellä ei Suomen oloissa ole juuri merkitystä.

Työn kokeellisessa osassa määritettiin Ämmässuon kaatopaikan täyttöalueille 1, 2 ja 3-4 yksinkertainen vesitase kuukauden ja puolen vuoden aika-askeleella. Vesitaseen määrittämistä varten suotoveden määrää mitattiin astiamittauksin. Haihdunta kaatopaikka-alueelta arvioitiin Vihdin Class-A astiahaihdunta-aseman mittaus tuloksista. Ilmatieteen laitoksen sademittaus tietoja käytettiin laskennassa, mutta sadantaa mitattiin myös kaatopaikalla. Jätetäytön veden varastotilan muutos saatiin jäännösterminä, koska mittaus tietoa ei ollut saatavissa. Täyttöalueille 1 ja 2 asennettiin havaintoputket myöhemmää kosteudenmittausta varten. Asennuksen yhteydessä otettiin näytteet, joista määritettiin kosteus laboratoriossa. Tulosten perusteella arvioitiin jätetäyttöjen vesimäärät. Kosteudenmittausta varten tutkittiin kahden in situ -menetelmän (TDR ja neutronisondi) soveltuvuutta. Ainetaseista tutkittiin hiilen, typen ja fosforin taseita. Pääasiassa keskityttiin suotoveden ainepitoisuuksien ja toksisuuden määrittämiseen. Kaasuja ei tutkittu havaintoputkien myöhäisen asentamisen vuoksi. Kaasun määrien ja koostumuksen lähtötietoina käytettiin kesän 1994 kaasunmittauksia kaatopaikalla. Jätenäytteistä analysoitiin typen ja fosforin pitoisuudet.

Puolen vuoden aikana kesäkuusta marraskuuhun 1994 alueiden 1 ja 3-4 veden varastotilavuus on pienentynyt, mutta alueella 2 se on säilynyt suurin piirtein ennallaan. Syyksi alueen 2 erilaisuuteen on arvioitu alueen muista poikkeava muoto (jyrkkärinteinen, kalteva pohja), minkä vuoksi alue purkaa kevään sulamisvedet muita nopeammin ulos täytöstä. Alueiden 1 ja 2 keskimääräiset kosteuspitoisuudet joulukuussa 1994 vastasivat kirjallisuuden kenttäkapasiteetin arvoja. Kosteuspitoisuus pienenee syvemmälle mentäessä ja vaihtelut tasaantuvat. Kosteudenmittaukseen jatkossa valittiin neutronimittaussondi. Alueen 1 suotoveden kuormitus ja myös toksisuus oli moninkertainen muihin suotovesiin verrattuna. Alue 1 on lähempänä happovaihetta kuin muut alueet. Kaatopaikan kuormitushuippu osui suurimpien virtaamien aikaan. Hiili, typpi ja fosfori poistuvat täytöstä hitaasti kymmenien - tuhansien vuosien ajan. Tulevaisuuden massavirtojen arvioimiseksi tulee aineiden pitoisuuksia suotovedessä ja kaasussa seurata useiden vuosien ajan. Lopuksi on esitetty jatkotoimenpidesuosittukset ja ehdotus mittausohjelmaksi.

Avainsanat: kaatopaikka, vesitase, ainetase, suotovesi, kaasun kuormitus, hajoaminen, mittaukset



Author, thesis:

Tuulia Innala  
The Water and Mass Balances of the Ämmässuo landfill

Date: 27.2.1995

Number of pages: 133

Faculty, department, Professorship:

Faculty of Civil Engineering and Surveying  
Department of Transportation and Environmental Engineering  
Environmental Engineering

Supervisor:

Professor Risto Laukkanen

Instructor:

Markku Pelkonen, Ph.D.

The aim of this study was to find out the water and mass balances of the Ämmässuo landfill and to determine factors influencing them. Leachate recirculation and its influence on the water and mass balances were also studied. In the literature part of this study the basic theories of the water and mass balances, different components of the balances and their significance as well as research methods were dealt with. Precipitation, evapotranspiration, the amount of leachate, surface run-off and the change in the storage capacity of waste are the components to be known in order to calculate the water balance of the landfill. The main elements of the mass balance are carbon (C), nitrogen (N), phosphorus (P) and chlorine (Cl), since they load the environment considerably and for a long time (> 40 years). A major problem of landfills is the assessment of element transfers from inputs to outputs as a function of time. Leachate recirculation is one of the most studied subjects concerning landfill management. Nevertheless it has not been proved, whether recirculation advances the stabilization of waste or not. Usually the element concentrations of leachate have decreased because of recirculation, but decrease can also be due to the dilution effect of greater amounts of water passing through waste. However, addition of buffer, nutrients and biomass to water recirculated has had a positive influence on the degradation of waste.

In the experimental part of this study monthly and annual water balance of three different compartments of the Ämmässuo landfill was determined. At the landfill leachate discharge and precipitation were measured. Evapotranspiration was calculated from values measured in Vihti Class-A (evaporation pan) station. Precipitation recorded at Lohja Meteorological station was used in the calculation procedure. The change in the storage capacity of waste was determined as a remainder of the equation. Boreholes were drilled at the compartments 1 and 2 for further in situ moisture measurements to determine the water storage. Two different in situ measuring methods of moisture were compared. Refuse samples were taken from the boreholes to determine the amount of water in the compartments. Nitrogen ja phosphorus were also analyzed. The mass balances of carbon, nitrogen and phosphorus were investigated. Mostly the element concentrations and toxicity of leachate were determined. The amount of gas in the calculation was based on previous examinations at the landfill.

During six months the water storage capacity diminished in compartments 1 and 3-4, but in compartment 2 it stayed the same. The reason for this can be the different topography of compartment 2, which is hilly and whose base is also inclined. In the spring snow melting produces a lot of water, which flows faster through compartment 2 than the others. The calculated amounts of water in the compartments agree with the field capacity values found in literature. The moisture content of waste and its variation are lower in the bottom layers of waste than in the upper layers. The neutron probe was chosen for further moisture measurements. The load of elements and toxicity of leachate were greatest in compartment 1, which seems to be closer to acid fermentation phase than the others. The load peak of the landfill appeared with the greatest leachate discharge in autumn. Carbon, nitrogen and phosphorus leave the fill slowly over decades or millennia. The assessment of element transfers as a function of time is a process which takes years. At the end of this study further recommendations and a proposal for observation program are given.

Keywords: landfill, water balance, mass balance, leachate, gas, element loads, measurement, degradation

# SISÄLLYSLUETTELO

## TIIVISTELMÄ

## ABSTRACT

SISÄLLYSLUETTELO .....	4
SYMBOLI- JA KÄSITELUETTELO .....	7
ALKUSANAT .....	10
1. JOHDANTO .....	11
1.1. Tutkimuksen tausta .....	11
1.2. Tutkimuksen tavoitteet ja rajaukset .....	11
KIRJALLINEN OSA .....	13
2. KAASTOPAIKAN VESITASE .....	13
2.1. Yleistä .....	13
2.2. Vesitaseen laskeminen .....	14
2.3. Vesitaseeseen vaikuttavat osatekijät ja niiden mittaaminen .....	16
2.3.1. Sadanta .....	16
2.3.2. Valunta .....	16
2.3.3. Haihdunta .....	17
2.3.4. Veden suotautuminen pintakerroksen läpi .....	18
2.3.5. Veden varastotilan muutos jätetäytössä .....	21
2.3.6. Suotoveden määrä .....	23
2.4. Tasekomponenttien tutkiminen .....	24
2.4.1. Sadannan havainnointi .....	24
2.4.2. Kaatopaikalta tapahtuvan pinta- ja pintakerrosvalunnan arviointi .....	25
2.4.3. Haihdunnan määrittämismenetelmät .....	27
2.4.4. Peitemateriaalin ja jätetäytön kosteuspitoisuuden määrittäminen .....	29
2.4.5. Suotoveden määrän mittaaminen .....	31
2.5. Vesitasemallit .....	31
3. KAASTOPAIKAN AINETASE .....	34
3.1. Yleistä .....	34
3.2. Kaatopaikan vaiheet .....	35
3.3. Ainetaseen määrittäminen .....	38
3.3.1. Keskimääräisen viipymääjan käsite .....	38
3.3.2. Ainetaseen laskeminen .....	38
3.4. Ainetaseen osatekijät .....	39
3.4.1. Kiinteän jätteen eri fraktioiden ja niiden koostumuksen vaikutus .....	39
3.4.2. Massavirrat suotovedessä ja kaasussa .....	43
3.4.3. Massavirtojen ennustaminen .....	45
3.5. Orgaanisen aineen tase (hiili) .....	46



3.5.1.	Yleistä.....	46
3.5.2.	Orgaanisten jätteiden biohajoavan osan määrittäminen .....	46
3.5.3.	Suotoveden orgaanisten aineiden pitoisuudet .....	48
3.5.4.	Hajoamisessa syntyvät kaasut .....	48
3.6.	Kloridin tase .....	49
3.7.	Typen ja fosforin tase.....	50
3.8.	Ainetaseen tutkiminen.....	51
3.8.1.	Kiinteän jätteen ja suotoveden tutkiminen .....	51
3.8.2.	Kaasun määrän ja koostumuksen mittaus .....	52
3.9.	Suotoveden toksisuus .....	56
3.9.1.	Toksisuuden tutkimisen tarpeellisuus .....	56
3.9.2.	Toksisuuden tutkimusmenetelmät .....	56
4.	SUOTOVEDEN KIERRÄTYS .....	59
4.1.	Kierrätyksen mahdolliset edut .....	59
4.2.	Imeytystavat .....	61
4.3.	Suotoveden kierrätyksen vaikutus vesitaseeseen.....	63
4.4.	Suotoveden kierrätyksen vaikutus ainetaseeseen .....	64
4.4.1.	Yleistä.....	64
4.4.2.	Kierrätyksen vaikutus kaatopaikan stabiloitumiseen .....	64
4.4.3.	Kierrätyksen tehon edistäminen lisätoimenpitein .....	65
4.5.	Kierrätyksen sovelluksia .....	66
4.5.1.	Kaasukaivo biosuotimena .....	66
4.5.2.	Kaksivaiheinen kierrätysprosessi.....	68
	KOKEELLINEN OSA .....	70
5.	TUTKIMUSKAATOPAIKAN KUVAUS.....	70
5.1.	Yleistä.....	70
5.2.	Vesien johtaminen ja velvoitetarkkailu .....	71
5.3.	Täyttötapa .....	72
6.	ÄMMÄSSUON KAATOPAIKAN VESITASE .....	73
6.1.	Aineisto ja menetelmät.....	73
6.1.1.	Sademittaustiedot.....	73
6.1.2.	Suotovesimäärän mittaus .....	74
6.1.3.	Jätetäytön kosteuspitoisuuden mittausmenetelmän valinta .....	74
6.1.4.	Havaintoputkien asennus kosteusmittausta varten .....	76
6.1.5.	Haihdunnan arviointi .....	77
6.1.6.	Pintavalunnan osuus .....	78
6.2.	Tulokset ja niiden tarkastelu .....	78
6.2.1.	Sadanta .....	78
6.2.2.	Suotovesimäärä .....	80
6.2.3.	Kosteusmittaustavan valinta.....	86
6.2.4.	Jätetäytön vesimäärä.....	89
6.2.5.	Haihdunta.....	91
6.2.6.	Kaatopaikan vesitase .....	93
7.	ÄMMÄSSUON KAATOPAIKAN AINETASE.....	97
7.1.	Aineisto ja menetelmät.....	97



7.1.1.	Vesitaseen tiedot .....	97
7.1.2.	Suotovedestä tehdyt analyysit .....	97
7.1.3.	Jätenäytteiden analysointi.....	98
7.1.4.	Toksisuuskokeet.....	98
7.1.5.	Kaasun määrän ja koostumuksen mittaus .....	100
7.2.	Tulokset ja niiden tarkastelu.....	100
7.2.1.	Suotoveden ainepitoisuudet .....	100
7.2.2.	Suotoveden metallipitoisuudet .....	107
7.2.3.	Jätenäytteiden analyysitulokset.....	108
7.2.4.	Toksisuuskokeiden tulokset .....	109
7.2.5.	Ämmäsuon täyttöalueiden keskimääräiset viipymäajat.....	112
7.2.6.	Hiilen taseen arviointi .....	112
7.2.7.	Typen ja fosforin taseiden arviointi.....	115
8.	JOHTOPÄÄTÖKSET .....	117
9.	SUOSITUKSET .....	121
9.1.	Jatkotoimenpiteet lyhyellä aikavälillä.....	121
9.2.	Ehdotus mittausohjelmaksi.....	122
	LÄHDELUETTELO: .....	123
	LIITELUETTELO .....	133

## SYMBOLI- JA KÄSITELUETTELO

$A$	= suotoveden haihtuvien happojen määrä ajassa $t$ muutettuna vastaavaksi metaanin määräksi
$BF$	= biohajoava osuus hehikutushäviöstä
$C$	= kokeellinen valumiskerroin
$c$	= vuotuinen virtapainotettu keskimääräinen ainepitoisuus suotovedessä (mg/l)
$C_{c, n}$	= nitraatin + nitriitin konsentraatio (mg/l) kontrollissa inkuboinnin jälkeen
$c_o$ (mg/l)	= vuotuinen virtapainotettu keskimääräinen ainepitoisuus suotovedessä intensiivisen reaktorijakson jälkeen
$c_p$	= ilman ominaislämpö (kJ/ (kg °C))
$c_{QS}$	= valittu laatustandardi (mg/l)
$C_t$	= kuukausittainen korjauskerron, joka ottaa huomioon päivän pituuden vaihtelut eri leveyspiireillä.
$C_{t, n}$	= nitraatin + nitriitin konsentraatio (mg/l) koeastiassa inkuboinnin jälkeen
$E$	= evapotranspiraatio (mm)
$e_a$	= vesihöyrynpaine (mbar) ilman lämpötilassa
$e_s$	= vesihöyryn kyllästyspaine (mbar) ilman lämpötilassa
$ET$	= evapotranspiraatio (mm)
$FC$	= kenttäkapasiteetti (veden määrä jätteessä jätteen kuivapainoa kohden)
$G$	= kaasun mukana poistuva vesihöyry
$G_E$	= maahan menevä energia (W/m <sup>2</sup> )
$G_M$	= tuotetun metaanin määrä ajassa $t$
$i$	= hydraulinen gradientti
$i$	= indeksi
$I$	= inhibitioprosentti (%)
$I_t$	= vuotuinen lämpöindeksi = $\sum i (T_i/5)^{1,514}$ ; $i = 1 \dots 12$
$k_h$	= hajoavan orgaanisen aineen hajoamisvakio, (1/d)
$k$	= aineensiirtokerroin (1/a)
$K_B$	= maan vedenläpäisevyys (m/s)
$L_i$	= ilman höyrystymislämpö (kJ/kg)
$L$	= suotovesi
$LC$	= hehikutushäviön ligniinipitoisuus ilmaistuna prosentteina kuivapainosta
$Max G_M$	= suurin mahdollinen metaanintuotto kaiken hajoavan aineksen muuttuessa metaaniksi
$m_i$	= jakeen $i$ massa (esim. kg)
$m_o$	= jätteen ainepitoisuus, joka voidaan hajottaa tai joka liukenee (mg/kg MSW)
$n$	= $i$ :n kokonaislukumäärä
$P$	= sadanta (mm)
$PE_i$	= potentiaalinen haihdunta $i$ :nnessä kuussa (mm/kk)
$PER_{SW}$	= vesimäärä, joka suotautuu pintakerroksen yksikköalan läpi jätekerrokseen (mm)
$Q$	= virtaama (m <sup>3</sup> /s)
$R$	= valunta (pintavalunta ja/tai pintakerrosvalunta)
$r_a$	= aerodynaaminen vastus (s/m)
$R_B$	= kontrollin hapenkulutussnopeus (mg/(l*h))
$R_n$	= nettosäteily (W/m <sup>2</sup> )



$r_s$	= pintavastus (s/m)
$R_T$	= koeastian hapenkulutusnopeus (mg/(l*h))
$S$	= virtauksen poikkipinta-ala (m <sup>2</sup> )
$S_{bl}$	= jätetäyttöön jäävän hajoavan orgaanisen aineen määrä aikana t
$S_{bo}$	= hajoavan orgaanisen aineen määrä alussa, aikana t = 0
$t$	= aika
$t_{FS}$	= tavoitellun laadun saavuttamiseen kuluva aika
$T_i$	= kuukauden keskilämpötila (°C)
$t_{IRP}$	= intensiivisen reaktorivaiheen kesto aika
$U_w$	= tulevan jätteen kosteuspitoisuus, kertaluonteinen kosteuden lisäys
$V$	= vuotuinen keskimääräinen suotovesimäärä (l/(a*kg MSW))
$W$	= kerroksen päällä olevan jätemassan paino laskettuna kyseisen jätkekerroksen korkeuden keskikohdasta ylöspäin (kg)
$W_{A(R)}$	= sadanta, lumen sulamisvesi ja muu tuleva vesi (kg/m <sup>3</sup> )
$W_{B(L)}$	= tarkasteltavan elementin pohjasta poistuva vesi (jos kyseessä on kaatopaikan pohja, vesi on suotovettä) (kg/m <sup>3</sup> ).
$W_{CM}$	= pintamateriaalin sisältämä vesi (kg/m <sup>3</sup> )
$W_E$	= haihdunnan mukana poistuva vesi (kg/m <sup>3</sup> )
$W_{LG}$	= täytössä kaatopaikkakaasun muodostumiseen kuluva vesi (kg/m <sup>3</sup> )
$W_{SW}$	= tulevan kiinteän jätteen vesipitoisuus (kg/m <sup>3</sup> )
$W_{TS}$	= tulevan jätevesilietteen vesipitoisuus (kg/m <sup>3</sup> )
$W_{Wv}$	= kaasun mukana höyrynä poistuva vesi (kg/m <sup>3</sup> )
$x$	= tietyn aineen ainevirta (mg/kg*a)
$X$	= tietyn aineen/alkuaineen massa massayksikköä jätettä kohti (mg/kg)
$X_{G,i}$	= aineen i ainevirta kaasussa
$X_{L,i}$	= aineen i ainevirta suotovedessä
$X_{L,i,e}$	= aineen i ainevirta suotovedessä sen saavutettua lopullisen varastointilaatunsa
$\Delta$	= vesihöyrynpainekäyrän kaltevuus (mbar/°C)
$\Delta S$	= veden varastotilan muutos jätetäytön sisällä (kg/m <sup>3</sup> )
$\Delta S_{LC}$	= pintarakenteen vesivaraston muutos (mm)
$\Delta t_i$	= jakeen i viipymäaika (esim. a)
$\Delta U_s$	= peitekerroksen pidättämä vesi
$\Delta U_W$	= jätteen pidättämä vesi
$\gamma$	= psykrometrivakio (mbar/ °C)
$\rho_a$	= ilman tiheys (kg/m <sup>3</sup> )
$\theta$	= massapainotettu keskimääräinen viipymäaika
ATU	= allyyliurea
BOD <sub>5</sub>	= biokemiallinen hapenkulutus viiden vuorokauden ajan
BOD <sub>7</sub>	= biokemiallinen hapenkulutus seitsemän vuorokauden ajan
CH <sub>4</sub>	= metaani
CO <sub>2</sub>	= hiilidioksidi
COD <sub>Cr</sub>	= kemiallinen hapenkulutus, dikromaattihajotus
EC 50	= (effective concentration) aineen pitoisuus, joka aiheuttaa 50 %:n kuolleisuuden



FC	= (field capacity) kenttäkapasiteetti; maankosteustila välittömästi sen jälkeen, kun vedellä kyllästyneestä maasta on poistunut ylimääräinen vesi painovoiman vaikutuksesta
FID	= (Flame-Ionisation-Detector) eli liekki-ionisaatiodektektori
ICP-MS	= induktiivisesti kytketty plasma-massaspektrometria
kok-N	= kokonaistyyppi
kok-P	= kokonaisfosfori
M	= moolimassa (g/mol)
MSW	= (municipal solid waste) yhdyskuntajäte
NaHCO <sub>3</sub>	= natriumbikarbonaatti
NaOH	= natriumhydroksidi, lipeä
NH <sub>4</sub>	= ammoniumtyppi
NO <sub>2</sub>	= nitriitti
NO <sub>3</sub>	= nitraatti
PWP	= (permanent wilting point) lakastumisraja, pysyvä; maan kuivuessa saavutettu kosteustila, jolloin juuriston energia ei riitä vedenottoon ja kasvi lakastuu pysyvästi. Vastaa useimmilla kasveilla pF-arvoa 4,5
TDR	= time domain reflectometry, välillinen kosteuden mittausmenetelmä
TOC	= (total organic carbon) orgaaninen kokonaishiili
VFA	= haihtuvat rasvahapot

## ALKUSANAT

Tämä diplomityö on tehty Teknillisen korkeakoulun Vesihuoltotekniikan laboratoriossa 1.6.1994-28.2.1995. Työn valvojana toimi professori Risto Laukkanen ja ohjaajana yliassistentti Markku Pelkonen. Yllämainittuja haluan kiittää hyvästä ohjauksesta ja arvokkaista neuvoista tutkimuksen aikana. Tutkimuksen tilasi ja rahoitti Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta YTV. YTV:sta mukana olivat Mauri Uusi-Hakala, Juha Lipsanen ja Jukka Paavilainen. Heitä tahdon kiittää hyvästä yhteistyöstä.

Kiitän myös laboratorion henkilökuntaa, erityisesti erikoislaboratoriomestari Kari Lingmania, saamastani avusta käytännön järjestelyissä. Mia Lehto on tarkastanut diplomityöni kieli- ja ulkoasun ja antanut mielipiteitä sisällön ymmärrettävyydestä. Kiitos hänelle.

Erityiset kiitokset osoitan avomiehelleni Tommille kärsivällisyydestä ja tuesta työn eri vaiheissa.

Espoossa 27.2.1995

Tuulia Innala

## 1. JOHDANTO

### 1.1. Tutkimuksen tausta

Suotovedellä, jota muodostuu veden virratessa kaatopaikan läpi, voi olla vakavia vaikutuksia lähiympäristöön. Muodostuvan suotoveden määrä riippuu pitkälti kaatopaikan suunnittelusta, käytönaikaisesta ja -jälkeisestä hoidosta ja paikallisista ilmasto-oloista (Baetz ja Byer, 1989). Enenevässä määrin on alettu kiinnittää huomiota myös kaatopaikasta purkautuvan kaasun ympäristövaikutuksiin. Jätehuoltoa ja siten myös kaatopaikkoja koskevat määräykset tiukkenivat uuden Jätelain (1994) ja Suomen Euroopan Unioniin liittymisen (1.1.1995) vuoksi. Tavoitteena on jo olemassaolevien kaatopaikkojen ympäristövaikutusten minimoiminen parhaalla mahdollisella tavalla. Vaikutuksiin puuttuminen vaatii kuitenkin hyvän seurantajärjestelmän, jotta saadaan reaaliaikaista tietoa kyseisen kaatopaikan vesi- ja ainekuormituksista.

Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunnan (YTV) tavoitteena on kehittää Suomen suurinta kaatopaikkaa, Ämmäsuota, tulevien vaatimusten mukaiseksi. Tarpeena on rakentaa aikaisempaa tarkempi seurantajärjestelmä kaatopaikalle, jotta voidaan arvioida todellisia ympäristövaikutuksia entistä tarkemmin. Kaatopaikan vesi- ja ainetaseiden tunteminen antaa hyvän pohjan järkevän seurantajärjestelmän muodostamiseen. Taseiden selvitystarve vaikutti tämän tutkimuksen aloittamiseen.

### 1.2. Tutkimuksen tavoitteet ja rajaukset

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää Ämmäsuon kaatopaikan vesitase ja saada aiempaa tarkemmat tiedot siihen vaikuttavista tekijöistä. Samalla tuli selvittää ainetaseita, jotta saataisiin kuva kaatopaikan kuormituksesta ja sen jatkumisesta. Perusselvityksen pohjalta tulisi aloittaa pitkäaikainen ja todellisiin kuormituksiin perustuva seuranta. Yhtenä tavoitteena oli myös tarkastella mahdollisuuksia pienentää viemäriverkkoon johdettavaa jätevesikuormitusta.

Vesitaseen tutkimisessa tavoitteena oli määrittää puolen vuoden ja vuoden aikavälillä sadanta, haihdunta, jätetäytössä olevan veden varastotilan muutos ja purkautuva suotovesimäärä. Vesitaseen komponentit tuli selvittää täyttöaluekohtaisesti siten, että pääasiassa keskityttiin tarkastelemaan täyttöalueiden 1 ja 2 komponentteja. Vesitaseen jatkuvaa seurantaa varten tuli tuottaa mittausohjelma.



Ainetaseen tutkimisessa tavoitteena oli selvittää muutamien pääkomponenttien, hiilen (C), typen (N) ja fosforin (P), tase vuoden aika-askeleella ja arvioida kyseisten aineiden kuormituksen jatkumista. Ainetaseiden selvittämisessä tärkeää on tutkia vesifaasin, kaasufaasin ja kiinteän jätteen ainepitoisuudet ja ainevirrat. Tässä tutkimuksessa päätettiin tarkastella kaasufaasia vain kirjallisesti rajallisten resurssien vuoksi. Tavoitteena oli myös tutkia vesifaasin kuormituksen jakaantumista eri vuodenajoille ja sen perusteella tuottaa seurantaohjelma, joka perustuisi virtaamapainotettuun tarkkailuun. Näin saataisiin jatkossa selville kaatopaikan todelliset vuotuiset ainekuormitukset. Lisäksi tarkasteltiin vesifaasin ainevirran toksisuutta.

Suotoveden kierrätys on yksi tapa vaikuttaa kaatopaikan stabiloitumiseen ja vesitaseeseen, joten sen vaikutusta erityisesti ainekuormitukseen haluttiin myös tutkia. Kierrätyksen osatutkimus rajattiin kirjallisuustutkimukseksi.

## KIRJALLINEN OSA

### 2. KAATOPAIKAN VESITASE

#### 2.1. Yleistä

Kaatopaikan pahin ympäristövaikutus on suotoveden kontrolloimaton pääsy lähiympäristöön (Canziani ja Cossu, 1989). Syntyvän suotoveden määrää on siksi tutkittu monin tavoin. Määrän laskennat on johdettu vesitaseperiaatteesta, vaikka tutkimusten lähtökohdat vaihtelevat (Blakey, 1992). Kaatopaikan vesitaseen määrittämisen tarkoituksena on yleensä täytöstä lähtevän suotovesimäärän arvioiminen ja sen mahdollinen vähentäminen. Päätekijät, jotka vaikuttavat suotoveden muodostumiseen, ovat (Lu et al, 1981):

##### 1. vesikuormitus

- sadevesi, pintavedet, suotoveden kierrätys tai sadettaminen lopulliseen pintakerrokseen, lietteen vesipitoisuus;

##### 2. lopullisen peitemaakerroksen ominaisuudet

- maatyypin ja kasvillisuuden, vettä läpäisemättömät peitemateriaalit, penkereen kaltevuus tai muut topografiset ominaisuudet;

##### 3. kaatopaikalle sijoitetun jätteen ominaisuudet

- tiheys, täyttömenetelmät, jätteen kosteuspitoisuus kaatopaikalle tuotaessa;

##### 4. jätealueen pohjamaan tiiviys/tiivistäminen ja maaperän tyyppi.

Suomi kuuluu lähes kokonaan ns. kostea- ja kylmätalviseen ilmastoon. Tämän ilmaston tunnuspiirteenä on se, että lämpimimmän kuukauden keskilämpötila on yli 10 °C ja kylmimmän kuukauden alle -3 °C. Toisena tunnusmerkkinä on sateiden melko runsas esiintyminen kaikkina kuukausina (Kuusisto, 1986a). Suurin osa maailmalla tehdyistä tutkimuksista on tehty erilaisissa ilmasto-oloissa kuin Suomessa. Esimerkiksi Tchobanoglous et al. (1993) kuvaa jätehuoltoa suurelta osin Yhdysvaltojen Kaliforniassa, jossa ilmasto on lähinnä subtrooppinen. Keski-Euroopan sadanta vastaa suunnilleen Suomen sadantaa, mutta talvet ovat tavallisesti paljon leudompia kuin Suomessa. Suomen hydrologiset olot samoin kuin ilman kylmyys vaikuttavat kaatopaikkojen toimintaan. Siksi kaikkia ulkomailla tehtyjä tutkimuksia ei voida suoraan soveltaa Suomen kaatopaikoilla.



## 2.2. Vesitaseen laskeminen

Vesitaseita tai niiden joitakin osia voidaan laskea taseyhtälöiden avulla. Kirjallisuudessa on esitetty taseen laskemiseksi monia erilaisia yhtälöitä, jotka eroavat toisistaan lähinnä tarkkuudessa. On olemassa hyvin yksityiskohtaisia ja tarkkoja yhtälöitä ja myös varsin yksinkertaisia vain pääkomponentit huomioivia laskukaavoja. Haluttavan lopputuloksen ja käytössä olevien resurssien perusteella asiaa voidaan lähestyä monelta eri kannalta. Tässä luvussa on esitelty eri tapoja vesitaseen laskemiseksi.

Kaatopaikkakerroksen vesitase lasketaan lisäämällä kaatopaikkakerroksen tietylle yksikköalalle tiettynä ajanjaksona tulevan veden määrä saman kerroksen siihen sisäiseen kosteuspitoisuuteen, joka on mitattu edellisen aikajakson lopussa, ja vähentämällä kerroksesta häviävän veden määrä aikajakson aikana. Laskentatuloksena saadaan tarkastellussa kaatopaikkakerroksessa saatavilla oleva vesimäärä kyseisenä aikajaksona. Jos tämä vesimäärä ylittää kaatopaikan kenttäkapasiteetin arvon, suotovettä alkaa muodostua (Tchobanoglous et al., 1993). Yleensä suotoveden määrä on suoraan verrannollinen kaatopaikalle ulkopuolelta tulevan veden määrään. Kaatopaikkakerroksen vesitase voidaan laajentaa koskemaan koko kaatopaikkaa. Tchobanoglous et al. (1993) esittää yksityiskohtaisen kaavan (1) vesitaseen laskemiseksi:

$$\Delta S = W_{SW} + W_{TS} + W_{CM} + W_{A(R)} - W_{LG} - W_{WV} - W_E - W_{B(L)} \quad (1)$$

jossa  $\Delta S$  = veden varastotilan muutos jätetäytön sisällä (kg/m<sup>3</sup>)  
 $W_{SW}$  = tulevan kiinteän jätteen vesipitoisuus (kg/m<sup>3</sup>)  
 $W_{TS}$  = tulevan jätevesilietteen vesipitoisuus (kg/m<sup>3</sup>)  
 $W_{CM}$  = pintamateriaalin sisältämä vesi (kg/m<sup>3</sup>)  
 $W_{A(R)}$  = sadanta, lumen sulamisvesi ja muu tuleva vesi (kg/m<sup>3</sup>)  
 $W_{LG}$  = täytössä kaatopaikkakaasun muodostumiseen kuluva vesi (kg/m<sup>3</sup>)  
 $W_{WV}$  = kaasun mukana höyrynä poistuva vesi (kg/m<sup>3</sup>)  
 $W_E$  = haihdunnan mukana poistuva vesi (kg/m<sup>3</sup>)  
 $W_{B(L)}$  = tarkasteltavan elementin pohjasta poistuva vesi (jos kyseessä on kaatopaikan pohja, vesi on suotovettä) (kg/m<sup>3</sup>).

Yksinkertaisimmillaan vesitase voidaan ilmaista seuraavasti:

$$\text{sisääntuleva vesi} = \text{ulosmenevä vesi} + \text{systeemiin jäävä vesi.} \quad (2)$$

Yhtälössä (2) kukin termi edustaa kertymää tai häviötä tietyssä aikayksikössä. Systeemiin tuleva vesi sisältää sadannan ( $P$ ) ja tulevan jätteen kosteuspitoisuuden ( $U_W$ ).  $U_W$  on

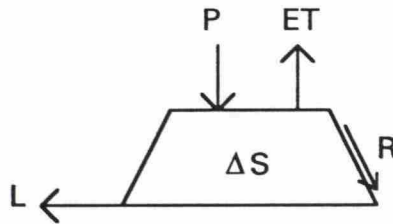


kuitenkin vain kertaluonteinen kosteuden lisäys, joka ei toistu jatkuvana. Systeemistä poistuvaan veteen kuuluvat evapotranspiraatio ( $ET$ ), kaasun mukana poistuva vesihöyry ( $G$ ), täytöstä suotovetenä häviävä vesi ( $L$ ) ja kaatopaikan valumavesi ( $R$ ) (Blight et al, 1992). Valunta voidaan vielä jakaa pintavalunnaksi ja kaatopaikan pintakerroksessa tapahtuvaksi valunnaksi (Ettala, 1985). Lopuksi systeemiin jäävä vesi on jätteen ( $\Delta U_w$ ) ja peitekerroksen ( $\Delta U_s$ ) pidättämää vettä. Siten vuosittainen vesitase voidaan kirjoittaa muotoon (Blight et al, 1992):

$$P + U_w = ET + G + L + R + \Delta U_w + \Delta U_s \quad (3)$$

Usein termi  $G$  voidaan unohtaa, koska sen arvo on pieni verrattuna muihin termeihin. Vesitasekaavassa (1) on mukana hajotustoiminnassa poistuva vesi. Tämän veden määrä oletetaan pieneksi termin  $G$  tavoin, joten sen vaikutus voidaan jättää huomiotta. Kun kaatopaikka lisäksi on suljettu, sinne ei enää tuoda jätteen mukana lisää kosteutta (termi  $U_w$ ). Kaatopaikan sisäinen veden pinta otetaan laskennassa huomioon varastotilan muutostermissä. Kuvassa 1 on esitetty suljetun kaatopaikan vesitase. Yksinkertaistettu vesitaseyhtälö suljetulle kaatopaikalle on seuraava (Blight et al, 1992):

$$L = P - ET - R - \Delta U_w - \Delta U_s \quad (4)$$



Kuva 1 Kaatopaikan vesitase

Sadannan lisäksi kaatopaikkaa voivat kuormittaa pintavalunta täyttöalueen ulkopuolelta ja ympäröivän pohjaveden suotautuminen jätetäyttöön. Yleensä tämä pyritään estämään niskaojituksin. Pintavalunta kaatopaikka-alueen ulkopuolelta on huonon suunnittelun osoitus. Jäger ja Wiemer (1981) vesitaseyhtälössä on mukana myös interception eli kasvien pinnoille pidäntyneen veden haihdunnan vaikutus. Interception vaikutus tulisi ottaa huomioon lähinnä sellaisissa tapauksissa, joissa kaatopaikan pinnan kasvillisuutena on puita.

### 2.3. Vesitaseeseen vaikuttavat osatekijät ja niiden mittaaminen

#### 2.3.1. Sadanta

Kaatopaikalle tuleva sadanta vaikuttaa eniten suotoveden määrään. Pahin sadanta suotoveden muodostumisen kannalta on pitkään kestävä intensiteetiltään heikko sade, jonka aikana imeytyminen on voimakasta. Lyhytkestoiset rankkasateet aiheuttavat pintakerroksen nopean vedellä kyllästymisen sillä seurauksella, että loppu sadevesi valuu valuntana pois kaatopaikalta. Nettosuotautuminen on pientä (Canziani ja Cossu, 1989). Lopullista vesitaselaskentaa varten tulee ottaa huomioon kaikki eri sadantamuodot. Erityisesti Suomessa lumen määrällä on merkittävä vaikutus keväisiin valumiin. Ettala (1986) suosittelee talvisin häiritsemättömän lumikerroksen aurausta pois jätepenkereeltä, jolloin keväisiä sulamisvesien huippuja pystyttäisiin pienentämään. Myöskin kasvillisuudella on vaikutusta lumen sulamishuippuihin. Tiheissä metsiköissä ne ovat pienempiä kuin avoimella maalla. Kaatopaikat ovat yleensä varsin paljaita. Lumen vesiarvo kaatopaikoilla osoittautui Ettalan (1986) tutkimuksissa pienemmäksi kuin ympäristössä. Lisäksi osa jätepenkereestä pysyi lumettomana koko talven ajan hajoamisen aiheuttaman lämmöntuoton vuoksi. Lumettomuus riippuu kuitenkin paljon kaatopaikan täyttötavasta. Tärkeitä Suomessa ovat myös runsassateisimmat kuukaudet, joita ovat heinä- ja elokuu. Syyskuussakin sataa vielä suhteellisen runsaasti. (Kuusisto, 1986).

#### 2.3.2. Valunta

Tärkeimmät tekijät, jotka vaikuttavat kaatopaikan pinta- ja pintakerrosvaluntaan, ovat topografia, maan morfologia, peitemaakerroksen tyyppi ja rakenne, kasvillisuus, maaperän vedenläpäisevyys ja kaatopaikan pohjan salaojitus. Topografiaan kuuluvat penkereen kaltevuus, muoto ja pinnan konfiguraatio (esimerkiksi karheus) (Canziani ja Cossu, 1989). Tyypillisiä valuntakertoimen arvoja on annettu taulukossa 1 (Tchobanoglous et al., 1993).

Taulukko 1 Tyypillisiä valuntakertoimia eri kaltevuuksilla viidestä kymmeneen vuoden toistumisajoin sattuville rankkasateille (Tchobanoglous et al., 1993)

Type of cover	Slope, %	Runoff coefficient			
		With grass		Without grass	
		Range	Typical	Range	Typical
Sandy loam	2	0.05–0.10	0.06	0.06–0.14	0.10
	3–6	0.10–0.15	0.12	0.14–0.24	0.18
	7	0.15–0.20	0.17	0.20–0.30	0.24
Silt loam	2	0.12–0.17	0.14	0.25–0.35	0.30
	3–6	0.17–0.25	0.22	0.35–0.45	0.40
	7	0.25–0.36	0.30	0.45–0.55	0.50
Tight clay	2	0.22–0.33	0.25	0.45–0.55	0.50
	3–6	0.30–0.40	0.35	0.55–0.65	0.60
	7	0.40–0.50	0.45	0.65–0.75	0.70

Maaperän imeytymiskyky on sitä pienempi alussa, mitä kosteampi se alunperin on. Kuivuuden aiheuttaman halkeilun vuoksi savisen peitemaan imeyntäkyky vaihtelee suuresti, minkä vuoksi jätepenkereen pintavaluntaa tapahtuu vain harvoin poikkeuksellisen suurella sadannan intensiteetillä ja lumen sulamisaikaan keväällä (Karlqvist ja Olsson, 1983). Tilannetta pahentaa se, että jätepenkereet ovat Suomessa etenkin täyttövaiheessa tasaisia (Ettala, 1985). Kaatopaikkojen tulisi olla jyrkkiä, jotta pintavalunta lisääntyisi. Lopetettaessa kaatopaikkoja niiden kaltevuutta voidaan kasvattaa. Lopetetuilla kaatopaikoilla erityisesti pintakerroksen rakenne ja kerroksen läpi suotautuva vesimäärä vaikuttavat valuntaan. Kun arvioidaan suotoveden maksimimääriä, tulisikin ottaa huomioon kaatopaikan käyttötilanne (Ettala, 1986). Ettala (1986) ei suosittele täytön aikaisia tiiviitä peitemaakerroksia, jotka lisäävät pintavaluntaa. Tiiviiden välipeittojen vuoksi kaatopaikalle voi muodostua orsivesikerroksia, ja jätepenkereiden painumat ja kuivuus voisivat aiheuttaa peitekerroksen halkeilua. Lisäksi savi on liian liukasta kaatopaikalla liikkuville autoille ja koneille.

### 2.3.3. Haihdunta

Haihtumista tapahtuu luonnossa erityyppisiltä pinnoilta eri olosuhteissa. Evaporaatio on maan pinnalta tapahtuvaa haihduntaa. Transpiraatio on kasvillisuushaihduntaa, joka liittyy kasvien elintoimintaan. Haihtuva vesi kulkee juuri-varsi-lehti -systemin lävitse. Evaporaatiota ja transpiraatiota on tutkimuksissa vaikea erottaa toisistaan ja siksi usein puhutaankin kokonaishaihdunnasta eli evapotranspiraatiosta (Vakkilainen, 1986).



Interseptio on se osa vapaasta sadannasta, joka pidättyy puiden latvuksiin ja haihtuu sieltä takaisin ilmaan tai imeytyy lehtiin ja neulasiin (Ettala, 1985).

Maan heijastuskyky (=albedo), väri ja auringonsäteilyn intensiteetti vaikuttavat evaporaation suuruuteen. Haihduntaa tapahtuu pääosin vain päiväsaikaan, jolloin mikä tahansa muutos säteilyn intensiteetissä, kuten esimerkiksi pilvet, vähentävät sitä. Haihduntaan vaikuttavat myös tuuli, ilman suhteellinen kosteus ja lämpötila (Crawford ja Smith, 1985).

Kaatopaikan vesitaseeseen liittyen tutkitaan yleensä evapotranspiraation osuutta. Jos pintakerroksessa ei ole kasvillisuutta, tilanne on erilainen. Yleensä kasvillisuutta ei ole käytössä olevalla kaatopaikalla. Silloin arvioidaan vain evaporaatio (Canziani ja Cossu, 1989).

#### 2.3.4. Veden suotautuminen pintakerroksen läpi

Sadevesi, joka ei valu pois, imeytyy maahan ja suotautuu alaspäin kohti jätekerroksia. Imeytymistä maahan voi tapahtua vain, jos maaperä on huokoista. Hiekka- ja soramaat voivat absorboida suuria määriä sadevettä rankkasateiden aikana, kun taas tiiviit savet muodostavat pintavaluntaa jo aivan pienilläkin sateilla (Crawford ja Smith, 1985). Tyypilliset imeytymisarvot lopetetuilla kaatopaikoilla vaihtelevat 14 % ja 34 % välillä vuosittaisesta sadannasta. Näitä määriä voidaan vielä vähentää rakentamalla pintarakenteeseen pinnanalainen kuivatuskerros tai parantamalla pintaa pitkin tapahtuvaa valuntaa (Holmes, 1984).

Peitemateriaalin läpäisevä vesimäärä riippuu peitemateriaalin tyypistä, alkuperästä ja vuodenajasta. Suurin kosteuspitoisuus, jonka peitemateriaali voi sisältää, määräytyy maan kenttäkapasiteetista. Kenttäkapasiteetti FC ilmoittaa sen vesimäärän, joka pysyy maassa gravitaation vaikutuksesta huolimatta. Peitekerroksen kenttäkapasiteetin arvon tulee tulla ylittyä ennen kuin vapaata vettä alkaa virrata alaspäin. Jos pintarakenne koostuu useista eri kerroksista, tulee kunkin kerroksen kenttäkapasiteetti määrittää erikseen (Crawford ja Smith, 1985 ja Tchobanoglous et al., 1993). Taulukossa 2 kuvataan eri maalajien tyypillisiä kenttäkapasiteetin ja pysyvän lakastumisrajan arvoja (Tchobanoglous et al., 1993).

Taulukko 2 Eri maalajien tyypillisiä kenttäkapasiteetin (*FC*) ja pysyvän lakastumisrajan (*PWP*) arvoja (Tchobanoglous et al., 1993)

Soil classification	Value, %			
	Field capacity		Permanent wilting point	
	Range	Typical	Range	Typical
Sand	6–12	6	2–4	4
Fine sand	8–16	8	3–6	5
Sandy loam	10–18	14	4–8	6
Fine sandy loam	14–22	18	6–10	8
Loam	18–26	22	8–12	10
Silty loam	19–28	24	9–14	10
Light clay loam	20–30	26	10–15	11
Clay loam	23–31	27	11–15	12
Silty clay	27–35	31	12–17	15
Heavy clay loam	29–36	32	14–18	16
Clay	31–39	35	15–19	17

Holmes (1984) osoitti, että pintakerroksen kosteustilan arviointi on tärkeää vesitaseen laskennassa, koska siitä riippuu maakerroksen läpi suotautuvan nesteen määrä. Lopetetuilla kaatopaikoilla peitemaan läpi tapahtuvaa imeytymistä voidaan rajoittaa istuttamalla kasvillisuutta. Kasvien juuret imevät paljon vettä, joka poistuu sitten kasvien maanpäällisistä osista haihduntana. Maan, joka sisältää maksimimäärän kapillaarista vettä mutta ei yhtään gravitaatiovetä, sanotaan olevan kenttäkapasiteetissa. Kun maa kuivuu eikä se ole enää kenttäkapasiteetissa, haihdunta on vähäisempää kuin teoreettisesti olisi mahdollista.

Myös sateen tyyppi vaikuttaa suotautumiseen. Blakeyn (1992) tutkimuksissa Pohjois-Lontoon Edmontonin kaatopaikalla tutkittiin sadantaa ja suotautumista viiden vuoden ajan. Kolmantena vuotena suotautuminen oli edellisiin vuosiin nähden vähäisempää, vaikka sadanta oli suurempi kolmantena kuin ensimmäisenä ja toisena vuotena. Selityksenä ilmiöön oli sateen tyyppi kolmantena vuotena. Silloin suurin osa vuoden sateista satoi pääasiassa rankkasateina kesän aikana. Kesällä haihdunta oli maksimissaan ja rankkasateet aiheuttivat pintavaluntaa. Muina vuosina sadanta oli ollut tasaisempaa.

Nykyään pyritään estämään veden suotautuminen pintakerroksen läpi rakentamalla mahdollisimman läpäisemättömiä pintakerroksia (Saarela, 1993 ja Tchobanoglous et al., 1993). Paksu ja huonosti vettä läpäisevä savikerrokseen ei ole ikuinen suoja. Ajan myötä kasvien juuret läpäisevät kerroksen, jolloin syntyy huokosia ja vettä pääsee suotautumaan läpi. Toisaalta kasvillisuus haihduttaa vettä. Jos kaatopaikalla on vettä huonosti läpäisevä

pintakerros, se estää veden pääsyä jätetäyttöön muodostamalla vedellä kyllästyneen kerroksen, jossa vesi virtaa Darcyn lain (5) mukaan (Canziani ja Cossu, 1989).

$$Q = K_B * S * i \quad (5)$$

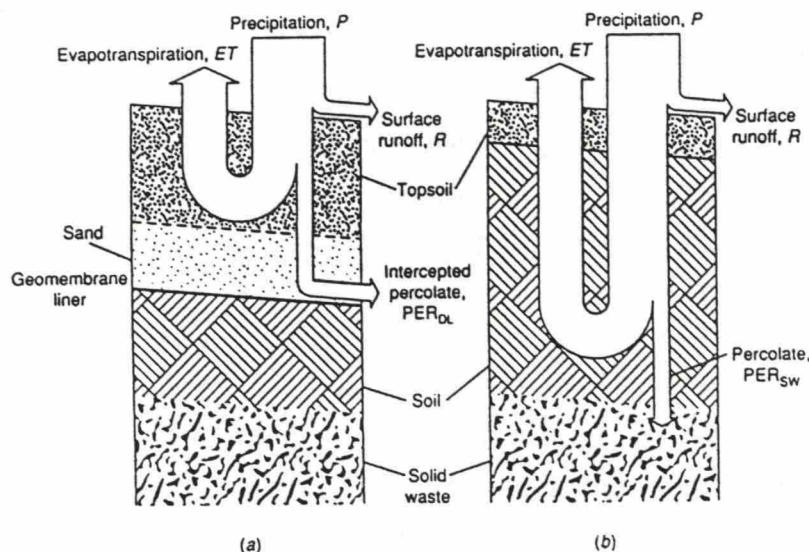
jossa  $Q$  = virtaama ( $m^3/s$ )  
 $K_B$  = maan vedenläpäisevyys (m/s)  
 $S$  = virtauksen poikkipinta-ala ( $m^2$ )  
 $i$  = hydraulinen gradientti.

Pintakerroksen läpi suotautuvan veden määrää arvioidaan tavallisesti jollakin monista hydrologisista simulointiohjelmista. Näistä ehkä parhaiten tunnettu on HELP -malli (the Hydrologic Evaluation of Landfill Performance model) (katso luku 2.5). Suotautumista voidaan arvioida myös käyttämällä vesitaseyhtälöä. Kaatopaikan pintarakenteen vesitase (kuva 2) voidaan kuvata yhtälön (6) avulla (Tchobanoglous et al., 1993):

$$\Delta S_{LC} = P - R - ET - PER_{SW} \quad (6)$$

jossa  $\Delta S_{LC}$  = pintarakenteen vesivaraston muutos (mm)  
 $P$  = sadanta (mm)  
 $R$  = valunta (mm)  
 $ET$  = evapotranspiraatio (mm)  
 $PER_{SW}$  = vesimäärä, joka suotautuu pintakerroksen yksikköalan läpi jätekerrokseen (mm).





Kuva 2 Kaatopaikan vesitase a) pintamateriaalille, joka sisältää kuivatuskerroksen ja geomembraanin ja b) pintamateriaalille, jossa ei ole kuivatuskerrosta (Tchobanoglous, 1993)

### 2.3.5. Veden varastotilan muutos jätetäytössä

Jättemassaa voidaan pitää eräänlaisena maalajina, jolla on tietyt ominaisuudet (esimerkiksi suuri mätänevien aineiden pitoisuus). Jätteelle voidaan siten soveltaa samoja globaaleja parametreja, joita sovelletaan myös maalajeille (ominaispaino, tiheys, vesipitoisuus jne.) (Canziani ja Cossu, 1989).

#### Kenttäkapasiteetti ja veden varastoisimiskapasiteetti

Jätteen kenttäkapasiteetti voidaan laskea yhtälön (7) avulla (Tchobanoglous et al., 1993):

$$FC = 0,6 - 0,55 \frac{0,4536 * W}{10000 + 0,4536 * W} \quad (7)$$

jossa  $FC$  = kenttäkapasiteetti (veden määrä jätteessä jätteen kuivapainoa kohden)  
 $W$  = kerroksen päällä olevan jättemassan paino laskettuna kyseisen  
jätekerroksen korkeuden keskikohdasta ylöspäin (kg).

Jos kenttäkapasiteetti lasketaan esimerkiksi kerrokselle, jonka keskiosa on 10 metrin syvyydessä ja jonka yläpuolisen jätteen tilavuuspaino on  $0,8 \text{ t/m}^3$ , saadaan

kenttäkapasiteetin arvoksi  $FC = 0,454$ . Vastaavien lähtötietojen ollessa  $h = 20$  m ja  $\alpha = 0,8$  t/m<sup>3</sup>, kenttäkapasiteetti saa arvon  $FC = 0,369$ .

Mitattavissa olevaa kenttäkapasiteetin ja jätteen alkuvesipitoisuuden erotusta kutsutaan jätteen vedenpidätyskyvyksi. Kenttäkapasiteetissa olevasta jätteestä voi hävitä vettä vain haihtumalla (Canziani ja Cossu, 1989). Kaatopaikalle tulevan jätteen tyypillinen alkukosteus on noin 35 % jätteen kuivapainosta (ilmaistuna märkäpainosta se on noin 26 %). Blakeyn (1982) Englannissa tekemän tutkimuksen mukaan suotovettä alkaa muodostua, kun jätteen kosteuspitoisuus vaihtelee 51 - 58 % kuivapainosta. Jos alkukosteus on suunnilleen 35 % kuivapainosta, jätteen vedenpidätyskyky vaihtelee 16 - 27 % kuivapainosta. Englannissa tyypillinen jätteen tiheys on 0,7 - 0,8 t/m<sup>3</sup> ja sitä vastaava pidätyskyky 0,16 - 0,27 m<sup>3</sup> kuivatonna kohti. Blightin et al. (1991) mukaan mitatut vedenpidätyskyvyt kuivapainoa kohti vaihtelevat 225 %:sta (tuore jäte) 55 %:iin (yhdestä viiteen vuoteen vanha, tiivistetty jäte).

Jäte absorboi pinnasta suotautuvaa vettä, kunnes sen kenttäkapasiteetti on saavutettu. Teoreettisesti vasta sen jälkeen, kun suotautuvan veden määrä ylittää kenttäkapasiteetin arvon, vesi alkaa virrata jätekerroksen läpi. Aluksi virtaus tapahtuu vedellä kyllästymättömässä vyöhykkeessä ja lopuksi vuosien jälkeen, jos tarpeeksi vettä on saatavilla, vedellä kyllästyneessä vyöhykkeessä (Canziani ja Cossu, 1989). Todellisuudessa jäte on epähomogeenista ja täyttöön saattaa muodostua vapaita virtausvyöhykkeitä, minkä vuoksi veden virtausta tapahtuu jo, ennen kuin kenttäkapasiteetti on saavutettu (Blakey, 1992).

### Jätteen vedenläpäisevyys

Jätteen vedenläpäisevyyttä on tutkittu melko vähän. Määritetyt vedenläpäisevyyden arvot vaihtelevat tiivistämättömän jätteen (tiheys enintään 300 kg/m<sup>3</sup>) maksimiarvosta 10<sup>-2</sup> cm/s aina hyvin tiivistetyn jätteen arvoon 10<sup>-4</sup> cm/s asti (Canziani ja Cossu, 1989). Ettala (1987) tutki Suomessa vedenläpäisevyyttä jätetäytön läpi. Tutkimuksessa vedenläpäisevyys ylitti useimmiten arvon 1 mm/min (= 1,7\*10<sup>-3</sup> cm/s). Veden liikettä täytössä simuloitaessa ei sovi unohtaa välipeitekerroksia. Ne voivat muodostaa täyttöön sisälle vettä johtamattomia esteitä, jolloin vesi alkaa kerääntyä kerroksen yläpuolelle muodostaen orsivesikerroksia.

Jätteen tyyppi ja täytön tiivistysaste vaikuttavat suotautuvien vesien käyttäytymiseen. Esimerkiksi paperijätteet absorboivat suuria määriä vettä, mikä vähentää suotautumista. Kun tiivistämistä lisätään, tiheys kasvaa ja siten kenttäkapasiteetti ja vedenläpäisevyys

pienenevät. Kenttäkapasiteetin pieneneminen johtaa vapaan veden määrän lisääntymiseen ja sen suotautumiseen, kun taas vedenläpäisevyyden pienenemisellä on vastakkainen vaikutus (Crawford ja Smith, 1985).

Täytöstä häviää jonkin verran vettä, kun kaatopaikkakaasua muodostuu. Samoin kaasun mukana vettä poistuu vesihöyrynä. Vesihöyryn määrä voidaan estimoida ideaalikaasun tilayhtälön avulla. Nämä vesimäärät ovat kuitenkin melko pieniä ja siksi ne jätetään usein vesitaseen tarkastelun ulkopuolelle (Tchobanoglous et al., 1993).

### 2.3.6. Suotoveden määrä

Taulukossa 3 kuvataan sadantaa, suotoveden määrää ja sen osuutta sadannasta 15:llä saksalaisella kaatopaikalla (Ehrig, 1983).

Taulukko 3 Sadanta, suotoveden muodostuminen ja suotoveden määrä sadannasta (%) 15:llä saksalaisella kaatopaikalla (Ehrig, 1983)

Landfill	Precipitation (mm year <sup>-1</sup> )	(%)*	Leachate (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> day <sup>-1</sup> )	Remarks
<i>Compaction with steel wheel compactors</i>				
1	652	15.1	2.7	
2	651-998	12.2-29.8	3.2-8.1	Covered and planted: last 1.5 years flow increases
3	651-998	16.9-21.6	3.0-5.9	
4	632	16.3-18.3	2.8-3.2	
5	509	16.8	2.3	
6	556-1057	15.6-19.6	2.6-5.1	
7	770	3.3-7.2	0.7-1.1	Very young landfill Covered with loam: leachate recycle
8	—	22	3.8	
9	—	38	6.7	Leachate recycle
<i>Compaction with crawler tractor</i>				
10	571	31.3	4.9	
10	571	4.4	0.4	Covered with loam
11	501-729	25-48.2	5.3-8.3	
12	662	58.2	10.6	
13	632	32.3	5.9	Covered and planted
14	565-655	39.2-42.0	6.1-7.5	
15	636	19.9-21.4	3.5-3.7	

\* Percentage of precipitation.



Taulukosta (3) nähdään, että jätteen tiivistäminen vähentää huomattavasti suotoveden määrää. Kunnan tiivistyksellä vain 15-25 % sadannasta päätyy suotovedeksi. Myös täytön kaltevuus ja peitemateriaalin paksuus vaikuttavat sadannasta suotovedeksi päätyvän veden määrään (Canziani ja Cossu, 1989). Suotoveden määrän huiput havaitaan aina keväisin lumen sulamisen aikoihin ja Suomessa myös syksyisin sadekausina.

## **2.4. Tasekomponenttien tutkiminen**

### **2.4.1. Sadannan havainnointi**

Pitkistä perinteistä huolimatta sateen mittaaminen on epätarkkaa. Erityisesti lumisateen osalta sisältyy mittauksiin monia virhelähteitä. Näitä ei pystytä eliminoimaan, mutta sateen muodon, tuulen nopeuden, mittarityypin ja mittauspaikan ominaisuuksien perusteella voidaan määrittää korjauskerroin, jonka avulla saadaan todellisen sadannan likiarvo (Kuusisto, 1986b).

Yksittäisen sademittarin avulla voidaan määrittää nk. sadannan pistearvo. Sademittareita on olemassa hyvin yksinkertaisia mittareita, joiden keräämä vesimäärä täytyy mitata päivittäin. Suomessa yleisin mittarityyppi on Tretjakovin sademittari, jota Ilmatieteen laitos käyttää. Vähän edistyneempiä mittareita ovat piirtävät sademittarit, jotka rekisteröivät sadantaa jatkuvasti. Niiden avulla on mahdollista saada selville myös sadannan intensiteetti. Suomessa on käytetty uimuri-lappoperiaatteella toimivia piirtäviä mittareita, joiden keräyspinta-ala on 200 tai 500 cm<sup>2</sup>. Uimuri-lappomittarissa sadevesi kerääntyy uimurikammioon kohottaen uimuria, jonka tankoon on kiinnitetty kynälaite. Kynä piirtää kellokoneiston pyörittämälle paperille sadeveden kertymistä osoittavan viivan. Uimurin ehdittyä yläasentoonsa lappo tyhjentää uimurikammion, ja kynä palautuu paperin alareunaan. Piirtävän sademittarin avulla voidaan määrittää lyhytaikaiset sadantahuiput, jopa muutaman minuutin sadanta. Muut piirtävän sademittarin päätyypit ovat punnitseva mittari ja kaatokuppimittari. Piirtävät mittarit soveltuvat vain vesisateiden mittaamiseen (Kuusisto, 1986b). Lumena satava osuus arvioidaan helpoiten lumen vesiarvoa mittaamalla.

Sadannan mittaamiseen on olemassa myös automaattisia säähavaintoasemia, jotka havainnoivat sateen lisäksi lämpötilaa, tuulen suuntaa ja nopeutta ja ilmanpainetta. Mittaustiedot siirretään automaattisesti havainnoitsijan käytettäväksi.

Hydrologisissa sovelluksissa tarvitaan tavallisesti sadannan pistearvojen sijasta tietyn alueen keskimääräistä sadantaa. Sadannan alueellista keskiarvoa kutsutaan aluesadannaksi. Sen mahdollisimman tarkka määrittäminen käytettävissä olevien pistehavaintojen perusteella on hydrologian keskeisimpiä tehtäviä. Aluesadannan määrittämiseen on olemassa ainakin parikymmentä menetelmää. Rutiininomaisessa sadehavaintojen käsittelyssä käytetään tavallisesti Thiessenin menetelmää eli monikulmiomenetelmää, isohyeetti-, hypsometristä tai hilapistemenetelmää tai aritmeettista keskiarvoa (Kuusisto, 1986b).

Sadantaa voidaan mitata myös tutkalla. Tutkamittaus perustuu sadepartikkeleista heijastuneen tutkaimpulssin tehon rekisteröintiin. Myös satelliitteja voidaan käyttää sadannan määrittämiseen (Kuusisto, 1986b).

#### 2.4.2. Kaatopaikalta tapahtuvan pinta- ja pintakerrosvalunnan arviointi

Valuntaa on vaikea mitata suoraan tarkasti. Jonkinlaisen arvion voi esittää tutkimalla kaatopaikan ympärysojaan tulevaa veden määrää. Ojan virtaama mitataan ja sitä kautta lasketaan valunta.

Valuntaa voidaan estimoida monilla eri menetelmillä. Kaksi merkittävintä menetelmää on kuvattu tässä.

##### Valumiskerroinmenetelmä

Valuntaa arvioidaan yleisellä yhtälöllä (8):

$$R = C * P \quad (8)$$

jossa  $R$  = valunta (esim. mm/d)

$P$  = sadanta (esim. mm/d)

$C$  = kokeellinen valumiskerroin, joka on ajan funktio ja jonka arvo riippuu peitemaan ominaisuuksista kuten kaltevuudesta, maatyypistä ja kasvillisuuden olemassaolosta ja tyypistä.

Menetelmä ei ole kovin luotettava. Kirjallisuudessa on annettu kertoimelle  $C$  monia eri arvoja. Kertoimen määrittelyssä voidaan ottaa huomioon valunnan ja sateen kestoajan yhteys ja peitemateriaalin tiiveys, mutta kirjallisuudessa on harvoin mainittu, missä tilanteessa kerroin on määritetty (Blakey, 1992). Useimmat  $C$ :n arvot on annettu



koskemaan lyhyttä intensiivistä sadetta, mikä johtaa laskennassa kaatopaikan valunnan yliarvioimiseen, jos lähtötietona käytetään kuukausisadantaa (Canziani ja Cossu, 1989). Taulukossa 4 on esitetty eri lähteiden valumiskertoimen  $C$  arvoja (Blakey, 1992).

Taulukko 4 Valumiskertoimen  $C$  arvoja eri lähteistä eri olosuhteissa (Blakey, 1992)

Alueen tyyppi	Valumiskerroin $C$								
	Tasainen			Kalteva			Jyrkkä		
	kaltevuus <2 %			kaltevuus 2-10 %			kaltevuus >10 %		
Paljas maa (savi)	0.60	0.60	0.60	0.66	0.70	0.70	0.70	0.82	0.80
(savi tai silttinen savi)	-	0.50	0.50	-	0.60	0.60	-	0.72	0.70
Niitty ja laidun	0.25	0.30	0.35	0.30	0.36	0.45	0.35	0.42	0.55
(savi tai silttinen savi)									
Viljelty/läpäisemätön	0.50	0.40	0.50	0.55	0.55	0.60	0.60	0.60	0.70
(savi)									
Viljelty/läpäisevä	0.25	0.10	0.20	0.30	0.16	0.30	0.35	0.22	0.40
(hiekkainen savi)									
Viite *	1	2	3	1	2	3	1	2	3

\*1. Perry, R. H. (1976). *Engineering Manual*, 3rd edn. McCraw-Hill Book Co., New York, 946 pp.

2. Salvato, J. A. (1971). Sanitary landfill leaching prevention and control. *JWPCF*, 46, 2084-2100

3. Bernard, M. (1982). Discussion of run-off: Rational run-off formulas. *Trans.Am. Soc. Civil Eng.*, 96

### Tyypikäyrämenetelmä

Menetelmässä (Infiltration curve method), jonka on kehittänyt USDA-SCS (United States Department of Agriculture and Soil Conservation Service), valunta lasketaan ottamalla huomioon useita eri tekijöitä kuten pintakerroksen vedenläpäisevyys, pinnalla kasvavan kasvillisuuden tyyppi, penkereen kaltevuus, ja maan kosteustila sillä hetkellä, jolle valunta-arvio tehdään (Noble, 1976). Valunta on mahdollista laskea sateen intensiteetin funktiona minkä tahansa sadetapahtuman aikana. Tämän menetelmän oikea käyttö vaatii sadantatietoja vähintään päivätarkkuudella ja mieluiten 12 tai 6 tunnin periodeissa. Valunnan pitkän ajanjakson seurantaan suositellaankin tyypikäyrämenetelmää (Canziani ja Cossu, 1989).



### 2.4.3. Haihdunnan määrittämismenetelmät

Haihdunnan eri määrittämissuomenetelmii ovat vesitaseen käyttö (eli arviointi muiden tasekomponenttien avulla), lysimetrit, vesihöyryn kulkeutumisen mittaamiseen perustuvat menetelmät, haihtumisastioiden käyttö ja empiiriset ja puoliempiiriset menetelmät (Vakkilainen, 1986).

Haihdunnan suora määrittäminen on vaikeaa ja epäluotettavaa. Siksi usein turvaututaan vesitaseen käyttöön, jossa haihdunta määritetään vesitaseen jäännösterminä. Menetelmä on periaatteeltaan selvä ja yksinkertainen:

$$E = P - Q \pm \Delta S \quad (9)$$

Kaavassa  $E$  = haihdunta  
 $P$  = sadanta  
 $Q$  = valunta  
 $\Delta S$  = varastoituminen.

Vuosihaihduntaa määritettäessä vesitase on käyttökelpoisimmillaan. Lyhytaikaisen haihdunnan määrittämisessä on runsaasti ongelmia. Sadantatermin luotettava määrittäminen on käytännössä sitä vaikeampaa, mitä lyhyemmästä jaksosta on kyse. Valuma-alueelle varastoituneen vesimäärän selvittäminen on vielä sadannankin määrittämistä hankalampi tehtävä (Vakkilainen, 1986).

Haihduntaa voidaan arvioida myös lysimetrien avulla punnitsemalla tai vesitaseyhtälön jäännösterminä. Punnitsevilla lysimetreilla rekisteröidään sadannasta ja haihdunnasta aiheutuvat maan painon muutokset. Maan juurivyöhykkeen kosteuspitoisuuden arviointia voidaan käyttää haihdunnan arvioimisen apuna. Silloin kosteus tulee mitata ennen sadetta ja sateen jälkeen jollakin kosteuden mittaussuomenetelmällä. Menetelmässä oletetaan, että sateen jälkeen maa on kenttäkapasiteetissa (EPA, 1993). Haihdunnan mittausta varten on lisäksi olemassa haihtumisastioita (esimerkiksi Class-A) ja vesihöyryn kulkeutumisen mittaamiseen perustuvia menetelmii, joita ovat energiatase, massan siirto, joka perustuu turbulenssiin, ja aerodynaamiset menetelmät (Vakkilainen, 1986 ja EPA, 1993).

Evapotranspiraation laskemiseen on olemassa monia empiirisiä ja puoliempiirisiä yhtälöitä. Empiiristen yhtälöiden avulla potentiaalinen haihdunta voidaan laskea meteorologisen tiedon avulla. Kun potentiaalinen haihdunta on tiedossa, kokeellisten parametrien (usein kasvillisuuden tyypin) avulla voidaan laskea todellinen haihdunta

(EPA, 1993). Thorntwaite on kehittänyt Euroopan ilmastoon sopivan empiirisen laskukaavan potentiaalisen kokonaishaihdunnan  $PE_i$  laskemiseksi (10).

$$PE_i = 16 * \left( \frac{10T_i}{I_i} \right)^a * C_i \quad (10)$$

jossa  $PE_i$  = potentiaalinen haihdunta i:nnessä kuussa (mm/kk)  
 $T_i$  = kuukauden keskilämpötila (°C)  
 $a = 6,75 * (10^{-7} * I_i^3) + 7,71 * (10^{-5} * I_i^2) + 1,79 * (10^{-2} * I_i) + 0,49239$   
 $I_i$  = vuotuinen lämpöindeksi =  $\sum_i (T_i/5)^{1,514}$ ,  $i = 1 \dots 12$   
 $C_i$  = kuukausittainen korjauskertoimen, joka ottaa huomioon päivän pituuden vaihtelut eri leveyspiireillä.

Kaava (10) sisältää leveyspiirin huomioon ottavan korjauskertoimen. Potentiaalisen kokonaishaihdunnan avulla voidaan laskea alueelta tapahtuva todellinen haihdunta. Kuivina aikoina haihdunta on yleensä pienempää kuin olisi mahdollista. Jos aluetta kuitenkin kastellaan, evapotranspiraatio pysyy lähellä suurinta mahdollista arvoaan (Canziani ja Cossu, 1989). Ettala (1988) käytti kaatopaikan pajuviiljelmien todellisen haihdunnan laskentaan Penman-Montheitin yhtälöä (11), joka perustuu energiataseen ja aerodynaamisen vesihöyryn siirto -yhtälön yhdistämiseen (EPA, 1993).

$$E = \frac{\Delta(R_n - G_E) + \rho_a c_p (e_s - e_a) / r_a}{L_i (\Delta + \gamma (1 + r_s / r_a))} \quad (11)$$

jossa  $E$  = evapotranspiraatio (mm)  
 $\Delta$  = vesihöyrynpainekäyrän kaltevuus (mbar/°C)  
 $R_n$  = nettosäteily (W/m<sup>2</sup>)  
 $G_E$  = maahan menevä energia (W/m<sup>2</sup>)  
 $\rho_a$  = ilman tiheys (kg/m<sup>3</sup>)  
 $c_p$  = ilman ominaislämpö (kJ / (kg °C))  
 $e_s$  = vesihöyryn kyllästyspaine (mbar) ilman lämpötilassa  
 $e_a$  = vesihöyryn paine (mbar) ilman lämpötilassa  
 $r_a$  = aerodynaaminen vastus (s/m)  
 $L_i$  = ilman höyrystymislämpö (kJ/kg)  
 $\gamma$  = psykrometrivakio (mbar / °C)  
 $r_s$  = pintavastus (s/m).

Peltokasveilla aerodynaamisen vastuksen ( $r_a$ ) on todettu olevan noin 50 s/m ja metsäalueilla noin 10 s/m. Pintavastuksen on todettu potentiaalisen haihdunnan sallivissa



olosuhteissa olevan peltokasveilla 40-60 s/m ja havupuumetsillä 100-200 s/m (Vakkilainen, 1982).

Paljailta mailta tapahtuvan evaporaation laskemiseen on esitetty kirjallisuudessa vain muutama kaava. Vedellä kyllästyneille maille on ehdotettu käytettäväksi eri kertoimilla korjattuja haihduntamääriä, jotka on laskettu matalille järvioltaille. Hienon hiekan kerroin on 1, silttien 0,9 ja savien 0,75-0,95 (Canziani ja Cossu, 1989).

Yhteistä kaikille haihdunnan arviointimenetelmille on se, että menetelmien tarkkuudet ovat yleensä keskinkertaisia. Maan kosteudenmittaukseen perustuva menetelmä ja lysimetrit voivat antaa luotettavia tuloksia, jos mittauksia on paljon eri kohdissa. Empiiristen ja puoliempiiristen yhtälöiden tarkkuus on hyvä, jos kaatopaikkakohtaiset lähtöoletukset ovat onnistuneet riittävän hyvin. Vesitaseen määrittämiseen perustuva haihdunnan arviointi voi epäonnistua, jos muiden tasekomponenttien määrittämisessä on virheitä. Ne kerääntyvät silloin kaikki haihduntaan (EPA, 1993).

#### **2.4.4. Peitemateriaalin ja jätetäytön kosteuspitoisuuden määrittäminen**

Veden varastotilan muutosta tutkittaessa on tärkeää tietää maan ja jätteen kosteuspitoisuus ja myös jätetäytön sisäisen veden pinnan korkeus ja sen muutokset. Pinnankorkeutta voidaan havainnoida täyttöön asennettavien havaintoputkien avulla.

Kosteuden mittausmenetelmät voidaan jakaa välittömiin ja välillisiin menetelmiin. Välittömissä menetelmissä vesipitoisuus määritetään suoraan jäte- tai maanäytteestä (Vakkilainen, 1986b). Yleisin menetelmä on gravimetrinen kosteudenmäärittäminen, jossa jätetäytöstä otettujen näytteiden kosteus määritetään laboratoriossa kuivattamalla näytteet uunissa. Menetelmä on yksinkertainen, mutta hidas ja määrittäminen ei voida tehdä samasta pisteestä uudestaan. Lisäksi näytteenotto jätetäytön eri syvyystasoilta on hankalaa. Gravimetrinen menetelmä on hyvin tarkka, ja siksi muut menetelmät tavallisesti kalibroidaan sen avulla (EPA, 1993).

Välillisissä menetelmissä ei mitata suoraan vesipitoisuutta, vaan jotakin muuta maan kosteussuhteita ilmentävää ominaisuutta. Välillisiä menetelmiä ovat mm. sähköiseen vastukseen ja kapasitanssiin, maaveden kosteusimuun (tensiometri) ja radioaktiiviseen säteilyyn perustuvat menetelmät. Näitä menetelmiä on käytetty lähinnä maan kosteuden määrittämiseen, mutta ei jätteen kosteusmittauksiin. Ongelmana välillisissä menetelmissä on jätteen suuri epähomogeenisuus, joka aiheuttaa virhettä mittauksiin (Vakkilainen, 1986b). Useimpien menetelmien tarkkuus on luokkaa 1 % maan kosteutta mitattaessa.



(EPA, 1993), mutta jätetäytön kosteusmittausten tarkkuudesta ei ole tietoa. Taulukossa 5 on kuvattu eri menetelmiä ja vertailtu niitä keskenään (EPA, 1993).

Taulukko 5 Välillisiä kosteudenmittausmenetelmiä ja niiden ominaisuuksia

Menetelmä	Mitattava ominaisuus	Hyötyjä	Haittoja
neutronimittaussondi	säteily	<ul style="list-style-type: none"> <li>• käyttökelpoinen syvissä rei'issä, antaa kosteusprofiilin</li> <li>• nopea, riippumaton lämpötilasta ja paineesta</li> <li>• mittaa kosteutta sen olo- muodosta huolimatta</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• mittausta riippuu monista väliaineen fysikaalisista ja kemiallisista ominaisuuksista</li> <li>• boori, kadmium, kloori, vetykarbonaatit häiritsevät</li> <li>• riittämätön syvyyden määrittäminen vaikeuttaa absoluuttisen kosteuden määrittämistä</li> </ul>
gamma-gamma-mittari	säteily	<ul style="list-style-type: none"> <li>• lähellä maanpintaa tarkempi kuin neutroni</li> <li>• käyttökelpoinen syvissä rei'issä, antaa kosteusprofiilin</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• kallis, vaikea käyttää</li> <li>• epäluotettava painuvilla ja jäätyvillä mailla</li> <li>• lämpötilan muutokset häiritsevät</li> <li>• tarkat kosteusmittaukset vaativat erillisen maan kuivatiheyden määrittämisen</li> <li>• orsivesi aiheuttaa ongelmia</li> </ul>
dielektriset sensorit	sähköinen vastus	<ul style="list-style-type: none"> <li>• parempi erottelukyky kuin neutronimittarilla</li> <li>• halvempi kuin neutroni ja TDR</li> <li>• antaa tarkan pohjaveden pinnan aseman</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• melko uusi, ei yleinen</li> <li>• herkempi pienissä kosteuspitoisuuksissa kuin suurissa</li> <li>• ilmakuplat putkessa aiheuttavat häiriöitä, pintakerroksen ilma häiritsee</li> </ul>

Taulukko 5 jatkuu

Menetelmä	Mitattava ominaisuus	Hyötyjä	Haittoja
TDR (time domain reflectometry)	sähköinen vastus	<ul style="list-style-type: none"> <li>• melko uusi, potentiaalinen, hyvä saatavuus</li> <li>• jos tarkasti kalibroitu, hyvä tarkkuus</li> <li>• toimii missä tahansa syvyydessä</li> <li>• laaja sensorivalikoima</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• sensori asennettava hyvin, jottei häiriöitä maasta</li> <li>• kalibroinnin pysyvyys ja pitkäaikainen luotettavuus epävarmaa, varsinkin jos ionipitoisuus muuttuu</li> <li>• melko kallis</li> </ul>
ydinmagneettinen resonanssi	magneettikenttä	<ul style="list-style-type: none"> <li>• paras tarkkuus</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• in situ -mittauksiin prototyyppi vasta kehitetty</li> <li>• käy vain suurissa porareissä</li> <li>• in situ -asennus vaikeaa</li> <li>• laitteen saatavuus hankalaa</li> </ul>
elektro-optiset sensorit	optisia ominaisuuksia	<ul style="list-style-type: none"> <li>• mahdollisesti halpa, suuri fysikaalinen stabiilius, luotettava</li> <li>• laaja mittausalue</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• uusi, vähäinen kenttäkoke-mus</li> <li>• laitteen saatavuus hankalaa</li> <li>• kalibroitava kaikille maille erikseen</li> </ul>

#### 2.4.5. Suotoveden määrän mittaus

Vesitasetta varten tulee tietää jätetäytöstä ulostuleva suotovesimäärä. Suotoveden virtaama tulee määrittää mahdollisimman tarkoin. Suositeltavaa on käyttää automaattisia virtaamamittareita, joissa on jatkuva mittaus. Suotovesimäärä vaihtelee sateen funktiona, joten sen vaihtelu on varsin suurta. Ainoa tapa saada luotettava mittaustulos on mitata virtaamaa jatkuvasti.

#### 2.5. Vesitasemallit

Eri tyyppisten kaatopaikkojen pohjavesivarastolle aiheuttama uhka on vältettävissä kaatopaikkojen huolellisella suunnittelulla ja valvonnalla (Granlund, 1990). Siksi suunnittelun ja kunnostuksen apuvälineeksi on kehitetty ja edelleen kehitetään erilaisia matemaattisia malleja, joilla voidaan ennustaa kaatopaikan vesitaseen vaihtelut ja

ainehuuhtouman mahdollinen syntyminen ja kulkeutuminen vesifaasissa jätetäytön läpi. Taulukossa 6 on kuvattu tähän mennessä laadittuja kaatopaikkojen vesitasemalleja.

Taulukko 6 Kaatopaikkojen vesitasemallit ja niiden ominaisuudet (mukaeltu Saarela, 1993)

Malli	Mallin tekijä ja viite	Ominaisuudet
Water Balance Method (WBM)	Fenn et al. 1975	Käsinlaskumenetelmä, jossa käytetään muun muassa keskimääräisiä hydrologisia kuukausikeskiarvoja. Useimmiten epätarkka.
HSSWDS (Hydrological Simulation of Solid Waste Disposal Sites)	Perrier ja Gibson 1981	Vesitaseen komponentit lasketaan vuorokausitasolla. Evapotranspiraatio arvioidaan Penmannin kaavan avulla ja pintavalunta lasketaan tyyppikäyrämenetelmällä.
HELP (Hydrological Evaluation of Landfill Performance)	Schroeder et al. 1984a ja 1984b	WBM:n kehitetty versio. Tunnetuin ja käytetyin malli. Menetelmässä oletetaan, että jätetäyttö on kenttäkapasiteetissa laskennan alussa. Testaustulokset ovat hyviä, edellyttää kuitenkin paljon mittaustietoa. Mukana lumen kertymistä ja sulantaa koskeva osamalli ja osamalli, joka ottaa huomioon kasvuston kehityksen ja vaikutuksen suotovesimääriin
LANCEL-malli (Landfill Cellular Liquids Model)	Rice et al. 1985	Mallilla kuvataan suotoveden määrän paikallisia vaihteluita kaatopaikka-alueen sisällä. Kaatopaikka jaetaan itsenäisiin elementteihin mallissa.
Korfiatisin, Demetracopoulosin, Bourodimoksen ja Nawyn malli	Korfiatis et al. 1984 ja Demetracopoulos et al. 1986a ja 1986b	Veden liike kuvataan jätetäytön muodostamassa huokoisessa väliaineessa matemaattisesti ratkaisemalla differenssimenetelmällä epälineaarinen osittaisdifferentiaaliyhtälö. Herkkyysanalyysin mukaan malli on herkkä pF-käyrän ja maan vedenläpäisevyyden muuttujille.
Karlqvistin malli	Karlqvist 1987	Pohjaveden pinnan käyttäytyminen pyritään laskemaan kaatopaikka-alueella. Mallissa tarvitaan tarkat tiedot akviferista, jätteeseen imeytyvästä vesimäärästä ja pohjavedenpinnan korkeudesta.



Taulukko 6 jatkuu

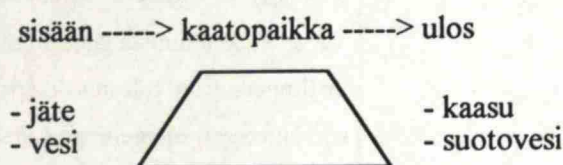
Malli	Mallin tekijä ja viite	Ominaisuudet
Baetzin ja Byerin malli	Baetz ja Byer 1989	Malli on stokastinen. Esim. sadantatermissä on mukana satunnaisvaihtelu. Mukana lumen kertymistä ja sulantaa koskeva osamalli.
Canzianin ja Cossun malli	Canciani ja Cossu 1989	HSSWDS-mallista yksinkertaistettu. Vesitaseen komponentit lasketaan kuukausitasolla. Mukana osamalli, joka ottaa huomioon kasvuston kehityksen ja vaikutuksen suotovesimääriin.
Karvosen ja Saarelan malli	Saarela 1993	Suomen olosuhteisiin soveltuva kaatopaikkojen pintarakenteiden simulointimalli. Veden kulkeutumista jätetäytössä ei mallinneta, vaan tulostus on eristyskerroksen läpi jätteeseen suotautuvan veden määrä. Mukana lumen kertymistä ja sulantaa koskeva ja roudan muodostumista ja sulamista koskeva osamalli ja osamalli, joka ottaa huomioon kasvuston kehityksen ja vaikutuksen suotovesimääriin.
MILL ((Computer) Model Investigation of Landfill Leachate)	Mack 1992	Valunta lasketaan tyypikäyrämenetelmällä. Ottaa huomioon pintarakenteen ja sen kasvillisuuden. Kaatopaikan läpi suotautuvan veden määrän arvioinnissa kaatopaikka jaetaan jätteroksiin, jotka oletetaan homogeenisiksi. Mallissa tulee tuntee jätteen kenttäkapasiteetti.

Tunnetuin kaatopaikan vesitasemalli on HELP-malli, joka on näennäisesti kaksidimensioinen hydrologinen malli. Se laskee arviot valunnasta, evapotranspiraatiosta, veden imeytymisestä ja suotautumisesta ja suotovesimääristä. HELP-mallin tarvitsemat lähtötiedot voidaan jakaa meteorologisiin tietoihin, maan ominaisuudet kertoviin tietoihin ja suunnittelutietoihin. Meteorologisia tietoja ovat päivittäinen sadanta, lämpötila ja auringon säteily. Peitemaan ominaisuuksista tulee tietää alkukosteus, huokoisuus, kenttäkapasiteetti, lakastumisraja ja hydraulinen johtavuus. Suunnittelutietoja ovat pinta-ala, jätteenkoreen kaltevuus, valunnan tyypikäyrä, pintakerroksen rakenne ja kasvillisuus (Schroeder et al., 1988).

### 3. KAATOPAIKAN AINETASE

#### 3.1. Yleistä

Kaatopaikkaa voidaan kuvata anaerobina bioreaktorina, jonka sisäänmenevät komponentit ovat alussa kiinteä jäte ja vesi, joka tulee joko jätteen mukana tai ulkopuolelta. Kun täyttötoiminta on lopetettu, sisäänmenevänä komponenttina on vain vesi. Reaktorista ulostulevat komponentit ovat täytöstä poistuva vesi, veden sisältämät aineet ja reaktioissa muodostunut kaasu. Kuvassa 3 on esitetty kaatopaikan ainevirtakaavio.



Kuva 3 Kaatopaikan ainevirtakaavio

Jätteen hajoamisprosessiin vaikuttavat happi, vety, pH, alkalisuus, sulfaatit, ravinteet, inhibiittorit, lämpötila ja jätteen kosteuspitoisuus. Näistä tekijöistä pH näyttää olevan kaikkein kriittisin parametri tavoiteltaessa tehokasta jätteen metanogeenista hajoamista (Christensen ja Kjeldsen, 1989).

Kaatopaikassa tapahtuvien monimutkaisten reaktioiden tuotteet kulkeutuvat suotautuvan veden ja tuotetun kaasun mukana. Näiden kulkeutumisprosessien yhteydessä kemiallisten ja biologisten reaktioiden ohella tapahtuu fysikaalisia reaktioita, kuten adsorptiota ja diffuusiota. Kaatopaikkaan jäävä kiinteä aines koostuu sekä epäorgaanisesta aineesta että orgaanisesta aineesta, josta tulee kemiallisesti inerttiä ja huonommin veteen liukenevaa. (Belevi ja Baccini, 1989). Kaatopaikkojen pitkän ajan toiminnasta on miltei mahdotonta esittää täsmällistä ennustusta, koska niissä tapahtuvat prosessit ovat luonteeltaan hyvin monimutkaisia (Belevi ja Baccini, 1992). Taulukossa 7 on kuvattu Belevin ja Baccinin (1989) tekemä arvio ajoista, jotka tarvitaan suotoveden eri komponenttien pitoisuuksien pienenemiseksi luonnonvesien pitoisuustasoon.

Taulukko 7 Yhdyskuntajätteen arvioitu keskimääräinen viipymäaika  $\theta_E$ , joka kuluu suotoveden pitoisuuksien alenemiseen puhtaan luonnonveden tasolle (Belevi ja Baccini, 1989)

Element	$C_{mean}$ (mg l <sup>-1</sup> )	QS (mg l <sup>-1</sup> )	$\theta_E$ (y)
C <sub>org</sub>	1000	2–20	400–4000
N	1200	0.5–5 <sup>a</sup>	20–100
F	0.65	1	≤10
P	6.8	0.04–0.4 <sup>b</sup>	200–2000
S	2.7	30 <sup>c</sup>	≤10
Cl	1300	100	45–80
Fe	8.0	1–10	≤10
Cu	0.1	0.01–0.1	≤10
Zn	0.6	0.2–2	≤10
Cd	0.002	0.005–0.05	≤10
Hg	0.0005	0.001–0.01	≤10
Pb	0.00008	0.05–0.5	≤10

$C_{mean}$  = mean concentration at  $\theta = 9.4$  y in leachate (Baccini et al., 1987).

QS = quality standard for running waters (SOWW, 1975).

$\theta_E$  = time required to reach final storage quality.

<sup>a</sup> Sum of  $NH_3$  +  $NH_4^+$ .

<sup>b</sup> Upper concentration range for oligotrophic lakes.

<sup>c</sup> Quality criteria for sulphate.

Taulukosta 7 huomataan, että ainetasetarkastelussa tärkeimmät komponentit ovat hiili (C), typpi (N), fosfori (P) ja kloori (Cl). Näistä alkuaineista tulee tietää se osuus pitoisuudesta, joka voi hajota ja liueta suotoveteen. Näitä ominaisuuksia on tutkittu hyvin vähän, ja yleensä arviot ovat vain spekulatiivisia (Belevi ja Baccini, 1989).

### 3.2. Kaatopaikan vaiheet

Ensimmäinen vaihe (vaihe I kuvassa 4) kaatopaikan orgaanisten jätteiden hajoamisessa on aerobinen hajoaminen heti jätteiden sijoittamisen jälkeen. Se on hyvin lyhyt, koska jätteellä on suuri hapenkulutus verrattuna rajoitettuun hapen määrään kaatopaikalla. Aerobisen hajoamisen lopputuotteet ovat hiilidioksidi ja vesi. (Andreottola ja Cannas, 1992.)

Jätteen anaerobi hajoaminen voidaan jakaa kolmeen vaiheeseen, joista ensimmäinen on happokäyminen (vaihe II kuvassa 4), toinen välivaihe siirryttäessä metaanikäymiseen (vaihe III kuvassa 4) ja kolmas metaanikäyminen (vaihe IV kuvassa 4). Happovaiheessa tyypillistä on suotoveden alhainen pH (4–6), suuret orgaanisten happojen pitoisuudet ja merkittävät epäorgaanisten ionien pitoisuudet (Christensen ja Kjeldsen, 1989). pH:n

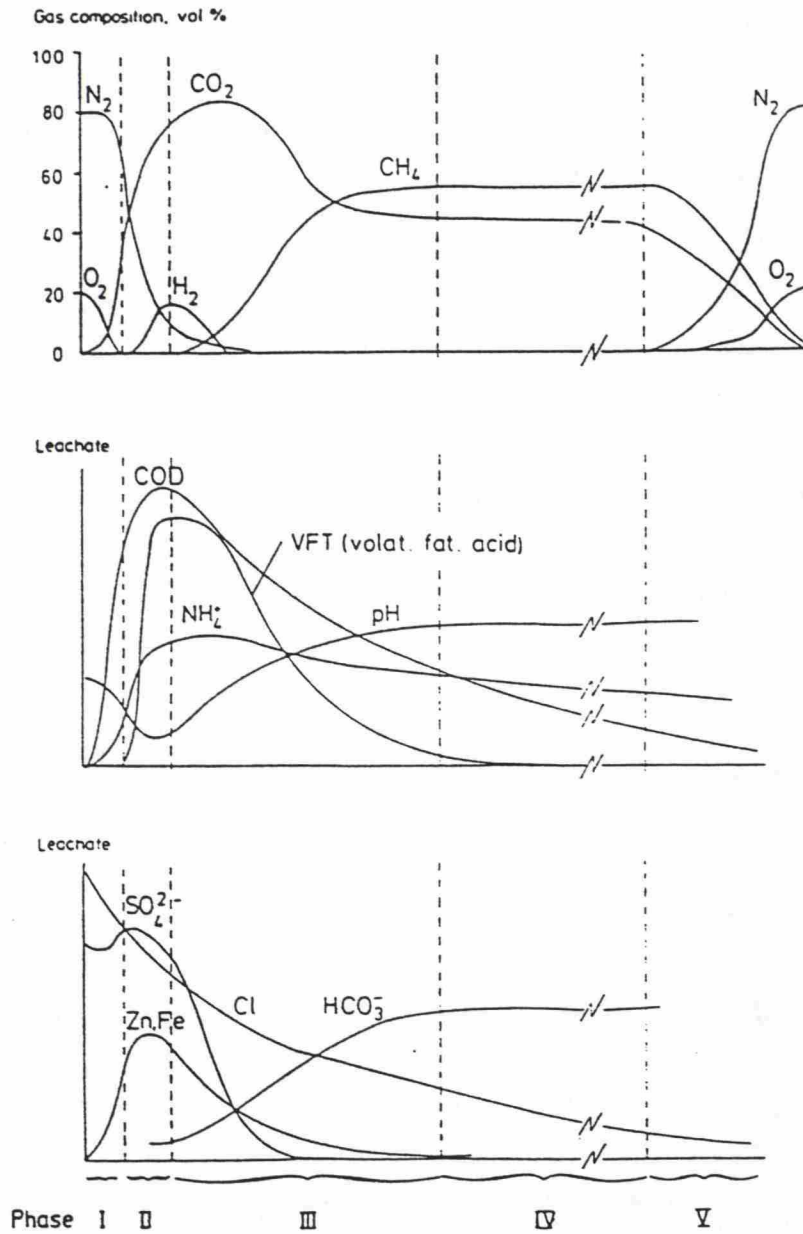


lasku johtuu haihtuvien rasvahappojen suurista pitoisuuksista ja hiilidioksidin  $\text{CO}_2$  korkeasta osapaineesta. Suotoveden BOD on korkea, samoin BOD/COD suhde ( $>0,7$ ) ja ammoniumtyppi (Andreottola ja Cannas, 1992). Paha haju indikoi yleensä kaatopaikan happovaiheen käymistä. Hajuja muodostuu anaerobeissa, pelkistävissä oloissa. Kun sulfaatteja on läsnä, ne voivat pelkistyä sulfideiksi ( $\text{S}^{2-}$ ), jotka reagoivat vedyn kanssa muodostaen rikkivetyä  $\text{H}_2\text{S}$ . Lisäksi hajoamisessa muodostuu metyylimerkaptaneja ja aminobutyyrihappoa, jotka haisevat. (Tchobanoglous et al., 1993.)

Välivaiheen anaerobioosissa metanogeenisten (metaania tuottavien) bakteerien hidas kasvu alkaa. Kasvua rajoittavat orgaanisten happojen ylimäärä, koska ne ovat myrkyllisiä metaanibakteereille konsentraatioissa 6000-16 000 mg/l (Stegmann ja Spendlin, 1989). Vähitellen metaanin pitoisuus kaasussa kasvaa hiilidioksidin, haihtuvien happojen ja vedyn pitoisuuksien pienentyessä. pH ja alkaalisuus nousevat orgaanisten happojen hajotessa, minkä vuoksi epäorgaanisten ionien liukoisuus pienenee. Raskasmetallit saostuvat luultavasti sulfideina täyttöön. Ammoniumtyppi vapautuu eikä muutu anaerobisessa ympäristössä. (Andreottola ja Cannas, 1992.)

Metaanikäymisvaihetta hallitsevat metanogeeniset bakteerit, jotka hajottavat orgaanista ainesta tuottaen lopputuotteena metaanikaasua. Orgaanisen aineen hajoaminen ja emissiot saavuttavat suurimman intensiteettinsä, mutta suurin osa aineista kulkeutuu ulos kaasufaasissa (Lagerkvist, 1987). Biokaasun metaanipitoisuus ylittää 50 %. pH täytössä on tasaantunut välille 6-8. Suotoveden pH on suurin piirtein neutraali ja sen haihtuvien happojen pitoisuus on pieni. Suotoveden BOD on melko matala ja  $\text{BOD}_5/\text{COD}$  -suhde on tyypillisesti  $\leq 0,1$ . Ammoniumtypen vapautuminen jatkuu edelleen. (Andreottola ja Cannas, 1992.)

Hyvin vanhoissa kaatopaikoissa, joissa on jäljellä lähinnä vain huonosti hajoavaa orgaanista hiiltä, toinen aerobivaihe alkaa ylemmissä jätekerroksissa. Tässä vaiheessa (vaihe V kuvassa 4) metaanin tuotto on niin pieni, että ilmaa alkaa diffundoitua jätteeseen. (Christensen ja Kjeldsen, 1989.)



Kuva 4 Kaatopaikan suotoveden ja kaasun pitoisuuksien kehittyminen ajan myötä (pohjautuu osittain kuvaan viitteessä Farhugar ja Rovers, 1973)

### 3.3. Ainetaseen määrittäminen

#### 3.3.1. Keskimääräisen viipymääjan käsite

Kaatopaikan stabiloituminen on hidas prosessi. Jätetäyttö koostuu yhdyskuntajätteistä, joiden viipymääjat kaatopaikalla ovat erilaiset. Pohjalla olevat tavarat on saatettu läjittää jo vuosia ennen pintakerrokseen tulevaa tavaraa. Tästä ajallisesta heterogeenisuudesta johtuen mittauksia on vaikea suhteuttaa tiettyyn kaatopaikan ikään. Sen vuoksi Baccini et al. (1987) on kehittänyt aikaparametrin,  $\theta$ , joka on massapainotettu keskimääräinen viipymäaika. Se määritetään kaavan (12):

$$\theta = \frac{\sum_{i=1}^n \Delta t_i m_i}{\sum_{i=1}^n m_i} \quad (12)$$

jossa  $i$  = indeksi jättejakeille, joilla on sama viipymäaika  
 $n$  =  $i$ :n kokonaislukumäärä  
 $\Delta t_i$  = jakeen  $i$  viipymäaika (esim. a)  
 $m_i$  = jakeen  $i$  massa (esim. kg).

Keskimääräisen viipymääjan laskeminen helpottaa erilaisten kaatopaikkojen keskinäistä vertailua, koska ajallisen heterogeenisuuden vaikutus vähenee.

#### 3.3.2. Ainetaseen laskeminen

Laskettaessa ainetaseita täytyy tehdä seuraavia oletuksia (Baccini et al., 1987):

- Kaatopaikalle tulevan jätteen kemiallinen koostumus pysyy vakiona.
- Kunkin täytön osan tiheys on vakio, jolloin korkeudet ovat samat ja samoin viipymääjat.
- Vuotuinen sadanta yksikköalaa kohti ( $\text{kg}/(\text{m}^2\text{a})$ ) on vakio.
- Jättejakeiden, joilla on sama keskimääräinen viipymäaika, biokemialliset reaktiot ja aineiden kulkeutumisnopeudet ovat samat.

Todellisessa ainetaselaskelmassa tulee ottaa huomioon ne aineiden häviöt, jotka suotautuvat sivupintojen läpi ja pintakerroksen läpi tapahtuvan kaasun diffuusion mukana. Aineita voi poistua jopa 10-30 %. Aineiden häviöt vaikuttavat kyllä ainetaseen



arvoihin, mutta niillä ei ole merkitystä kaatopaikan käyttäytymisen selvittämisen kannalta. Siksi Baccini et al. (1987) olettavat, että häviöt eivät ole merkityksellisiä massataseen kannalta. Aineen, jonka viipymäaika on  $\theta$ , massatase lasketaan yhtälöstä (13) (Baccini et al., 1987):

$$x_I = x_L + x_G + x_S = k_L X_I + k_G X_I + k_S X_I \quad (13)$$

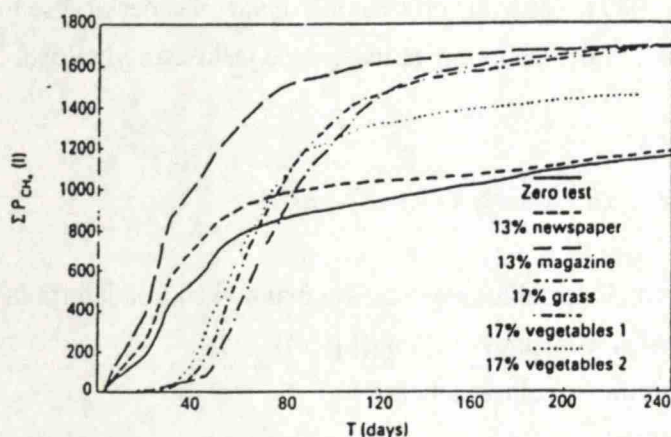
jossa  $X$  = tietyn aineen/alkuaineen massa massayksikköä jätettä kohti (mg/kg)  
 $x$  = tietyn aineen ainevirta (mg/(kg\*a))  
 $I$  = sisään tuleva kokonaismäärä  
 $L$  = suotovesi  
 $G$  = kaasu  
 $S$  = kiinteä jäte  
 $k$  = aineensiirtokerroin (1/a)

Yhtälöstä seuraa, että  $k_L + k_G + k_S = 1$ . Jos  $\theta = 0$ , niin  $x_I = x_S$ , toisin sanoen  $k_S = 1$  ja  $k_L = k_G = 0$ . Jos  $\theta > 0$ , niin aineita siirtyy osittain suotoveteen  $L$  ja/tai kaasuun  $G$ . Täten  $k_L$  ja  $k_G$  ovat  $> 0$  ja  $k_S < 1$ .  $k$ :n arvot voidaan laskea ajan funktiona, kun tiedetään suotoveden ja kaasun ainevirrat ja jätteen ainepitoisuudet alussa. Ne edustavat kvantitatiivisesti ja kvalitatiivisesti ajasta riippuvaa aineiden siirtymistä ja muuttumista kaatopaikassa. (Baccini et al., 1987.)

### 3.4. Ainetaseen osatekijät

#### 3.4.1. Kiinteän jätteen eri fraktioiden ja niiden koostumuksen vaikutus

Jätteen koostumuksesta kaatopaikan hajoamiseen liittyen ei ole tehty kovinkaan runsaasti yksityiskohtaisia tutkimuksia, vaikka se on tärkeä hajoamisprosesseihin vaikuttava tekijä. Saksassa on tutkittu jätepaperifraktion, märän keittiöjätteen ja puutarhajätteiden vaikutuksia jätteen hajoamiseen. Lisääntynyt sanomalehtien osuus ei vaikuttanut kaasun tuottoon merkittävästi, kun taas lisääntynyt aikakauslehtipaperipitoisuus kasvatti kaasumäärää. Märkä keittiöjäte ja puutarhajäte viivästyttivät metaanin tuottoa. Syynä on luultavasti paperia intensiivisempi happokäyminen. Kuitenkin pitkällä aikavälillä kaasun tuotto kasvoi helposti hajoavan aineen läsnäollessa (kuva 5). (Christensen et al., 1992.)



Kuva 5 Kumulatiivinen metaanin tuotto laboriokokeissa eri jätteen koostumuksilla ajan funktiona (Christensen et al., 1992)

Synteettinen orgaaninen aine, joka on pääasiassa muovia, muodostaa merkittävän jätefraktion. Vaikka osa muovista on biohajoavaa pitkällä aikavälillä, hajoamisnopeus on niin hidas, että muovifraktiota ei tulisi sisällyttää siihen orgaaniseen fraktioon, josta metaanin tuottopotentiaalia arvioidaan (Christensen et al., 1992).

Suuret sulfaattipitoisuudet alentavat redox-potentiaalia ja inhiboivat siten metaanikäymistä. Sulfaatin hajoaminen saattaa kasvaa suuremmaksi kuin orgaanisen hiilen hajoaminen (Christensen ja Kjeldsen, 1989). Siksi sulfaattia sisältävien jätteiden läsnäolo kaatopaikalla, jossa on suhteellisen vähän orgaanista ainesta saatavilla, voi alentaa metaanin ja lisätä hiilidioksidin tuottoa (Christensen et al., 1992).

Jätteiden koostumus vaihtelee maittain ja kaatopaikoittain, joten eri tutkimuksia tulee verrata varoen. Erityisesti Yhdysvaltojen ja Euroopan maiden jätekoostumuksissa on eroja, koska Yhdysvalloissa paperipitoisuus on suurempi ja helposti hajoavien orgaanisten aineiden pitoisuus pienempi kuin Euroopassa (Christensen et al., 1992).

Taulukoissa 8 ja 9 on esitetty jätteen komponenttien eri ainepitoisuuksia Yhdysvalloissa. Tuloksia voidaan käyttää orgaanisen aineen kemiallisen koostumuksen karakterisointiin. Tietoja voidaan käyttää myös oikeiden jäteseksojen aikaansaamiseksi (C/N -suhde = 100/5) biologisia hajoamisprosesseja ajatellen (Tchobanoglous et al, 1993). Sveitsissä on tutkittu yhdyskuntajätteen vesipitoisuutta ja alkuainepitoisuuksia tuoreesta jätteestä (taulukko 10) (Belevi ja Baccini, 1989).

Taulukko 8 Yhdyskunta- ja teollisuusjätteen biohajoavan osan tyypillisiä ainepitoisuuksia (Tchobanoglous et al, 1993)

Type of waste	Percent by weight (dry basis)					
	Carbon	Hydrogen	Oxygen	Nitrogen	Sulfur	Ash
Food and food products						
Fats	73.0	11.5	14.8	0.4	0.1	0.2
Food wastes (mixed)	48.0	6.4	37.6	2.6	0.4	5.0
Fruit wastes	48.5	6.2	39.5	1.4	0.2	4.2
Meat wastes	59.6	9.4	24.7	1.2	0.2	4.9
Paper products						
Cardboard	43.0	5.9	44.8	0.3	0.2	5.0
Magazines	32.9	5.0	38.6	0.1	0.1	23.3
Newsprint	49.1	6.1	43.0	<0.1	0.2	1.5
Paper (mixed)	43.4	5.8	44.3	0.3	0.2	6.0
Waxed cartons	59.2	9.3	30.1	0.1	0.1	1.2
Plastics						
Plastics (mixed)	60.0	7.2	22.8	—	—	10.0
Polyethylene	85.2	14.2	—	<0.1	<0.1	0.4
Polystyrene	87.1	8.4	4.0	0.2	—	0.3
Polyurethane <sup>b</sup>	63.3	6.3	17.6	6.0	<0.1	4.3
Polyvinyl chloride <sup>b</sup>	45.2	5.6	1.6	0.1	0.1	2.0
Textiles, rubber, leather						
Textiles	48.0	6.4	40.0	2.2	0.2	3.2
Rubber	69.7	8.7	—	—	1.6	20.0
Leather	60.0	8.0	11.6	10.0	0.4	10.0
Wood, trees, etc.						
Yard wastes	46.0	6.0	38.0	3.4	0.3	6.3
Wood (green timber)	50.1	6.4	42.3	0.1	0.1	1.0
Hardwood	49.6	6.1	43.2	0.1	<0.1	0.9
Wood (mixed)	49.5	6.0	42.7	0.2	<0.1	1.5
Wood chips (mixed)	48.1	5.8	45.5	0.1	<0.1	0.4
Glass, metals, etc.						
Glass and mineral <sup>c</sup>	0.5	0.1	0.4	<0.1	—	98.9
Metals (mixed) <sup>c</sup>	4.5	0.6	4.3	<0.1	—	90.5
Miscellaneous						
Office sweepings	24.3	3.0	4.0	0.5	0.2	68.0
Oils, paints	66.9	9.6	5.2	2.0	—	16.3
Refuse-derived fuel (RDF)	44.7	6.2	38.4	0.7	<0.1	9.9

<sup>a</sup>Adapted in part from Ref. 6.

<sup>b</sup>Remainder is chlorine.

<sup>c</sup>Organic content is from coatings, labels, and other attached materials.



Taulukko 9 Kotitalousjätteen palavien komponenttien tyypillisiä ainepitoisuuksia (Tchobanoglous et al., 1993)

Component	Percent by weight (dry basis)					
	Carbon	Hydrogen	Oxygen	Nitrogen	Sulfur	Ash
Organic						
Food wastes	48.0	6.4	37.6	2.6	0.4	5.0
Paper	43.5	6.0	44.0	0.3	0.2	6.0
Cardboard	44.0	5.9	44.6	0.3	0.2	5.0
Plastics	60.0	7.2	22.8	—	—	10.0
Textiles	55.0	6.6	31.2	4.6	0.15	2.5
Rubber	78.0	10.0	—	2.0	—	10.0
Leather	60.0	8.0	11.6	10.0	0.4	10.0
Yard wastes	47.8	6.0	38.0	3.4	0.3	4.5
Wood	49.5	6.0	42.7	0.2	0.1	1.5
Inorganic						
Glass <sup>b</sup>	0.5	0.1	0.4	<0.1	—	98.9
Metals <sup>b</sup>	4.5	0.6	4.3	<0.1	—	90.5
Dirt, ash, etc.	26.3	3.0	2.0	0.5	0.2	68.0

<sup>a</sup> Adapted in part from Ref. 6.

<sup>b</sup> Organic content is from coatings, labels, and other attached materials.

Taulukko 10 Tuoreen yhdyskuntajätteen (MSW) vesimäärä ja alkuaineiden pitoisuudet (Belevi ja Baccini, 1989)

Element	C <sub>MSW</sub> (g/kg)	P <sub>VAG</sub> (%)	P <sub>PCT</sub> (%)
H <sub>2</sub> O	250	60	26
C <sub>org</sub>	290	25	45
N	4 <sup>a</sup>	40 <sup>a</sup>	—
F	0.2	—	—
P	1 <sup>a</sup>	40 <sup>a</sup>	—
S	2	15	30
Cl	7.2	6	8
Fe	50	0	0.2
Cu	0.4	5	5
Zn	1.2	4	8
Cd	0.011	3	10
Hg	0.004	2	2
Pb	0.4	4	6

C<sub>MSW</sub> = measured mean concentrations in Swiss MSW (Brunner and Moench, 1986; Brunner and Ernst, 1986).

P<sub>VAG</sub> = contribution from VAG (vegetable and animal household garbage), calculated values (Diener, 1987).

P<sub>PCT</sub> = contribution from paper/cardboard/textiles, calculated values (Diener, 1987).

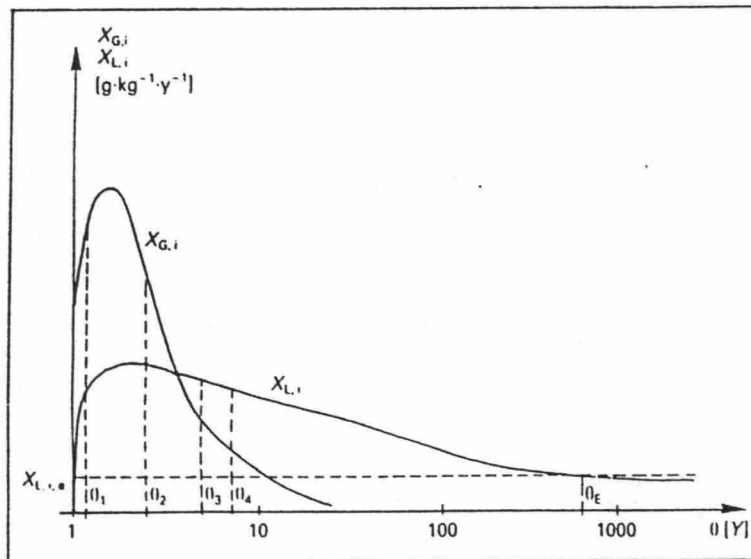
<sup>a</sup> Calculated from MSW compost data (Obrist, 1985).

### 3.4.2. Massavirrat suotovedessä ja kaasussa

Intensiivinen kaasun tuotto kestää yleensä kymmenestä kahteenkymmeneen vuoteen. Tänä aikana alkuaineet kulkeutuvat sekä kaasun että suotoveden mukana. Myöhemmin aineet kulkeutuvat pääasiassa suotovedessä (Belevi ja Baccini, 1989). Mekanismit, jotka ohjaavat massanvaihtoa jätteistä suotautuvaan veteen, voidaan jakaa kolmeen luokkaan (Andreottola ja Cannas, 1992):

- kiinteän jätteen hydrolyysi ja biologinen hajoaminen
- jätteessä olevien liukoisten suolojen liukeneminen
- kiinteiden aineiden kulkeutuminen veden mukana.

Baccini et al. (1987) tutki Sveitsissä yhden kaatopaikan neljää eri ikäistä vertailukelpoista täyttöaluetta. Alueet ovat niin samantapaisia, että niiden voidaan olettaa edustavan yhden ja saman kaatopaikan kehityksen eri asteita. Kuvassa 6 on esitetty suotoveden ja kaasun ainevirtojen ajasta riippuvat käyttäytymiset. Tutkimuksissa osoitettiin, että suotoveden massavirta stabiloituu, kun täyttötoiminta loppuu. Kun oletetaan vuosittaisen sadannan pysyvän suurin piirtein vakiona, vuosittainen suotoveden massavirta pysyy myös vakiona intensiivisen reaktorijakson jälkeen (Belevi ja Baccini, 1992).



Kuva 6 Esimerkkikaavio kaatopaikan ainevirrasta keskimääräisen viipymääjan  $\theta$  funktiona.  $X_{G,i}$  = aineen  $i$  ainevirta kaasussa;  $X_{L,i}$  = aineen  $i$  ainevirta suotovedessä;  $X_{L,i,e}$  = aineen  $i$  ainevirta suotovedessä sen saavutettua lopullisen varastointilaatunsa (Belevi ja Baccini., 1989)

Taulukossa 11 on esitetty eri aineiden siirtymiskertoimet kiinteästä jätteestä suotoveteen tai kaasuun. Noin kymmenen vuoden keskimääräisen viipymääjan jälkeen ( $\theta = 9,4$  vuotta) Baccinin et al. (1987) tutkimuksissa 22 % hiilestä on kulkeutunut kaasun mukana, 5 % kloorista ja 6 % timestä on siirtynyt suotoveteen ja 5 % fluorista kaasuun. Hiilestä, fosforista ja rikistä 0,1-1 % on poistunut suotoveden mukana. Rikki ja kloori ovat siirtyneet samoin myös kaasufaasiin. Sen sijaan yli 99,9 % metalleista on edelleen jätetäytössä. Suurin osa liukenevista metalleista kulkeutuu suotoveden mukana. Ainut poikkeus on elohopea, joka kulkeutuu ulos täytöstä tasapuolisesti veden ja kaasun mukana (Belevi ja Baccini, 1989).

Taulukko 11 Kahdentoista alkuaineen aineensiirtokertoimet kaasuun  $k_G$  ja suotovesiin  $k_L$  yhdyskuntajätteen kaatopaikalla keskimääräisellä 10 vuoden viipymääjalla ( $\theta = 9,4$ ) (Belevi ja Baccini, 1989)

Element	$k_G$	$k_L$
C	0.22	0.003
N	—	0.06
F	0.05	0.0009
P	—	0.002
S	0.003	0.001
Cl	0.006	0.05
Fe	$2 \times 10^{-7}$	$1 \times 10^{-4}$
Cu	$2 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^{-4}$
Zn	$4 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^{-4}$
Cd	$4 \times 10^{-6}$	$6 \times 10^{-5}$
Hg	$4 \times 10^{-5}$	$6 \times 10^{-5}$
Pb	$1 \times 10^{-7}$	$7 \times 10^{-5}$

Transfer coefficients  $k$  are defined as  $M_{\text{product}}/M_{\text{educt}}$  where:  
 $M_{\text{product}}$  = specific total output until mean residence time  $\theta$  by leachate or by gas respectively;  
 $M_{\text{educt}}$  = specific total input by municipal solid waste.



### 3.4.3. Massavirtojen ennustaminen

Suotoveden ainepitoisuudet pienenevät kaatopaikan iän myötä. Andreottola ja Cannas (1992) esittävät trendejä suotoveden pitoisuuksien pienenemisestä. Niiden perusteella on arvioitu eri komponenttien 99 prosenttiseen vähenemiseen kuluva aika:

- COD 30-40 vuotta
- BOD 10-20 vuotta
- $\text{NH}_4\text{-N}$  100 vuotta
- org.-N 20-50 vuotta.

Suotoveden pitoisuuksien oletetaan pienenevän ensimmäisen asteen yhtälön mukaan seuraavasti (Belevi ja Baccini, 1989a):

$$c = c_0 * e^{\frac{-V_{cot}}{m_0}} \quad (14)$$

jossa  $c$  = vuotuinen virtapainotettu keskimääräinen ainepitoisuus suotovedessä (mg/l)  
 $c_0$  = vuotuinen virtapainotettu keskimääräinen ainepitoisuus suotovedessä (mg/l) intensiivisen reaktorijakson jälkeen  
 $V$  = vuotuinen keskimääräinen suotovesimäärä (l/(a kg MSW))  
 $t$  = aika vuosina  
 $m_0$  = jätteen ainepitoisuus, joka voidaan hajottaa tai joka liukenee (mg/kg MSW)

Vaikein yhtälössä arvioitava tekijä on  $m_0$ , josta ei ole tarkkaa tietoa. Kun yllä olevaa yhtälöä järjestetään toiseen muotoon, lopullisen tai halutun laadun saavuttamiseen tarvittava aika saadaan yhtälöstä (15) (Belevi ja Baccini, 1992):

$$t_{FS} = \frac{m_0}{V * c_0} \ln\left(\frac{c_0}{c_{QS}}\right) + t_{IRP} \quad (15)$$

jossa  $c_{QS}$  = valittu laatustandardi (mg/l)  
 $t_{IRP}$  = intensiivisen reaktorivaiheen kesto aika  
 $t_{FS}$  = tavoitellun laadun saavuttamiseen kuluva aika.

Hiilestä, timestä, fosforista ja kloorista noin 40-70 % esiintyy jätteessä muodossa, joka voi hajota kaatopaikkareaktorissa. Vain osa tästä määrästä voi hajota nopeasti tai suhteellisen nopeasti. Loput hajoavat niin hitaasti, että jätteestä suotoveteen liukenevat

pitoisuudet ovat pienemmät kuin luonnonveden laatuvaatimukset. Siksi voidaan olettaa, että sopivissa hajoamisoloissa kymmenen toimintavuoden jälkeen jätteessä jäljellä olevista hiilen, typen ja rikin pitoisuuksista helposti hajoava osuus on enää välillä 1-10 %. Helposti hajoavaa hiiltä on jäljellä 2-20 g/kg, typpeä 40-400 mg/kg ja fosforia 10-100 mg/kg (Belevi ja Baccini, 1989).

### 3.5. Orgaanisen aineen tase (hiili)

#### 3.5.1. Yleistä

Orgaanisen aineen taseen eri komponentteja ovat (Pelkonen ja Innala, 1994):

- hajoavan orgaanisen aineen määrä
- suotovesien mukana poistuva orgaaninen aine
- hajoamisessa syntyvät kaasut ( $\text{CH}_4$  ja  $\text{CO}_2$ ) ja niiden kulkeutuminen
  - mahdollinen talteen kerättävä osuus
  - kaatopaikan pinnan läpi purkautuva  $\text{CH}_4$  ja  $\text{CO}_2$
  - kaatopaikan pintakerroksessa hapettuva  $\text{CH}_4$

#### 3.5.2. Orgaanisten jätteiden biohajoavan osan määrittäminen

Leuschner (1989) määrittä yhdyskuntajätteen biohajoavan osan kahdella eri tavalla. Hän piti tuoreen jätteen ligniinipitoisuutta biohajoavuuden indikaattorina. Ligniiniä esiintyy lähinnä puuperäisissä jätteissä ja se on vaikeasti hajoavaa. Toiseksi hän oletti, että tuoreen jätteen TOC oli kokonaisuudessaan hajoavaa. Usein taas jätteen sitä orgaanisen aineen määrää, joka on määritetty hehkuttamalla  $550\text{ }^{\circ}\text{C}$ :ssa, pidetään biohajoavuuden mittana. Hehkutushäviön käyttö tässä tarkoituksessa on kuitenkin harhaanjohtavaa, koska jotkut orgaaniset komponentit ovat hyvin helposti palavia, mutta hitaasti hajoavia (esimerkiksi painopaperit). Vaihtoehtoisesti biohajoavaa osuutta voidaan arvioida jätteen ligniinipitoisuuden perusteella käyttämällä seuraavaa suhdetta (Tchobanoglous et al., 1993):

$$BF = 0,83 - 0,028 * LC \quad (16)$$

jossa  $BF$  = biohajoava osuus hehkutushäviöstä  
 0,83 = empiirinen vakio  
 0,028 = empiirinen vakio

$LC$  = hehkutushäviön ligniinipitoisuus ilmaistuna prosentteina kuivapainosta

Yleensä jätteet, joiden ligniinipitoisuus on suuri, ovat huomattavasti hitaammin biohajoavia kuin muut orgaaniset jätteet. (Tchobanoglous et al., 1993.) Sen osan määrittäminen kaatopaikan hiilestä, joka lopulta muuttuu metaaniksi ja hiilidioksidiksi, on ongelmallista. Kirjallisuudessa ehdotetaan, että parhaimmillaan 25-40 % hiilestä voi muuntua kaasuksi. Selluloosa muodostaa suurimman osan potentiaalisesta metaanista. Selluloosa/ligniini -suhdetta pidetään usein kaatopaikan hajoamistilan indikaattorina siten, että pienenevä suhde kuvaa hajoamisen edistymistä (Bogner ja Spokas, 1993).

### Hajoamisvakio

Jos kaatopaikka oletetaan panosreaktoriksi, eli oletetaan, että biohajoavan orgaanisen aineksen häviäminen ja tuotteen muodostuminen (metaani ja haihtuvat hapot) noudattavat ensimmäisen kertaluvun panoskinetiikkaa, hajoamista kuvaa yhtälö (17) (Leuschner, 1989).

$$S_{bl} = S_{bo}e^{-k_h t} \quad (17)$$

jossa  $S_{bl}$  = jätetäyttöön jäävän hajoavan orgaanisen aineen määrä aikana  $t$   
 $S_{bo}$  = hajoavan orgaanisen aineen määrä alussa, aikana  $t = 0$   
 $k_h$  = hajoavan orgaanisen aineen hajoamisvakio, (1/d)  
 $t$  = aika (d)

Kun piirretään  $S_{bl}/S_{bo}$  ajan suhteen puolilogaritmipaperille, substraatin hajoamisvakio  $k$  saadaan suoran kulmakertoimenä. Jätetäyttöön jäävän hajoavan orgaanisen aineen ( $S_{bl}$ ) määrää minä hetkenä tahansa ei voida mitata suoraan. Siksi se arvioidaan epäsuorasti aikayksikössä muodostuneiden hajoamistuotteiden avulla. Hajoamistuotteiden määrä kuvaa sitä orgaanisen aineen määrää, jonka on täytynyt hajota tuotteiden muodostumiseksi. Siten (Leuschner, 1989):

$$\frac{S_{bl}}{S_{bo}} = 1 - \frac{G_M + A}{\text{Max}G_M} \quad (18)$$

jossa  $G_M$  = tuotetun metaanin määrä ajassa  $t$   
 $A$  = suotoveden haihtuvien happojen määrä ajassa  $t$  muutettuna vastaavaksi metaanin määräksi



$Max G_M$  = suurin mahdollinen metaanintuotto kaiken hajoavan aineksen muuttuessa metaaniksi.

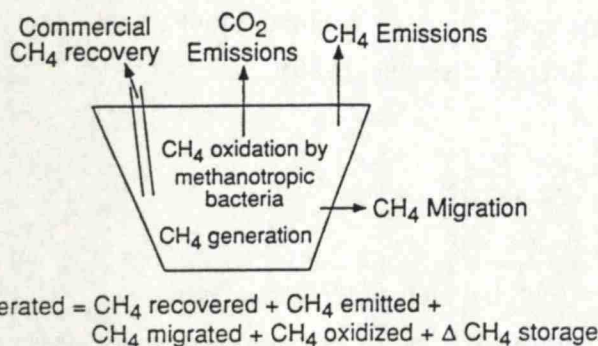
### 3.5.3. Suotoveden orgaanisten aineiden pitoisuudet

Biologiset prosessit kaatopaikassa tuottavat suotoveden orgaanisen hiilen. Myös hiilen liukenemista tapahtuu, mutta se on paljon pienempää kuin biologisten prosessien tuottama hiili. Ajan myötä muutkin prosessit saattavat tulla esiin. Ehrig ja Scheelhaase (1993) määrittivät tutkimuksissaan korrelaation suotoveden COD:n ja TOC:n välille. Happovaiheessa COD/TOC-suhde oli 2,9 ja metaanivaiheessa 2,15.

### 3.5.4. Hajoamisessa syntyvät kaasut

Orgaanisen aineen hajotessa anaerobisissa oloissa muodostuu pääasiassa metaania ja hiilidioksidia. Kenttä- ja laboratoriokokeiden perusteella metaanin tuoton maksimi on välillä 0,06-0,09 m<sup>3</sup>/kg kuivaa jätettä. Määrä riippuu täytön kosteuspitoisuudesta ja muista tekijöistä kuten orgaanisesta kuormituksesta, puskurikapasiteetista ja ravinteista. Metaanin tuotto voi vaihdella runsaasti saman kaatopaikan eri osissa (Bogner ja Spokas, 1993). Kaatopaikan metaaniemissioita arvioitaessa metaanitase tarjoaa käyttökelpoisen kehyksen. Metaanitase on esitetty kuvassa 7 (Bogner et al., 1993) ja se voidaan ilmaista seuraavasti (Bogner ja Spokas, 1993):

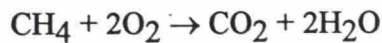
$$\begin{aligned} \text{muodostuva metaani} = & \Sigma(\text{emittoituva metaani} + \text{talteen kerättävä metaani} \\ & + \text{hapettuva metaani} + \text{horisontaalinen metaanin kulkeutuminen}) + \\ & \Delta \text{varastoituva metaani} \end{aligned} \quad (19)$$



Kuva 7 Kaatopaikan metaanitase (Bogner et al., 1993)

Metaanitaseen useat osat tunnetaan vielä huonosti. Muodostuvan metaanin tarkka määrittäminen on vaikeaa. Kaasunkeräysjärjestelmällä on arvioitu saatavan talteen 40-90 % muodostuvasta metaanista (Augenstein ja Pacey, 1991). Muutamissa tutkimuksissa on arvioitu metaaniemissioita pinnan läpi kaasunkeräysjärjestelmän ohi. Horisontaalista kaasun kulkeutumista on seurattu monin paikoin kaasuputkista kaatopaikan ympärillä.

Metanotrofit mikro-organismit hapettavat pintakerroksen läpi purkautuvaa metaania. Hapettumista kuvaa seuraava yhtälö:



Toisten tutkimusten mukaan metanotrofit voivat kuluttaa maksimissaan 10 % metaanista ja toisten mukaan jopa 50 % (Bogner ja Spokas, 1993). Monet ympäristötekijät vaikuttavat hapettumiseen. Pintamateriaalin optimaalinen kosteus hapettumisen kannalta on välillä 50 % ja 80 % veden maksimikapasiteetista. Lämpötilalla on suuri vaikutus hapettumisen tehokkuuteen. Suurimmat lämpötilan vaihtelut tapahtuvat pintakerroksen yläosassa, jossa hapettuminopeus on suurin. Kun lämpötila on alle 10 °C, metaanin hapettuminen on käytännöllisesti katsoen pysähdyksissä. Pintakerroksen pieni tiheys ja suuri orgaanisen aineksen määrä lisäävät hapettumista. (Figuerola, 1993.)

Täytön vertikaalinen ja horisontaalinen kosteusjakauma vaikuttaa voimakkaasti metaanitaseen dynamiikkaan. Ongelmana on kosteusjakauman vaikea määrittäminen. Kun pintakerros on kuiva, kaasu liikkuu pääasiassa diffuusion avulla. Kun pintakerros on vedellä kyllästetty, kaasu liikkuu konvektion avulla erityisesti sellaisilla kaatopaikoilla, joilla on kaasunkeräilyjärjestelmä (Bogner ja Spokas, 1993). Emissiot ovat yleensä suuremmat kosteista maista kuin kuivista (Bogner et al, 1993).

### 3.6. Kloridin tase

Toisin kuin hiilellä kloorin muuntuminen perustuu yleensä kemiallisiin prosesseihin, joihin biologiset prosessit tosin vaikuttavat. Kloridin liukoisuus suotoveteen kasvaa, kun biologinen hajoaminen kiihtyy. Arvioitaessa kloridin vähenemistä, tulee ottaa kaksi asiaa huomioon (Ehrig ja Scheelhaase, 1993):

- 20 vuotta vanhojen kaatopaikkojen poistuvat kloridipitoisuudet pysyvät vakiona verrattuna alkupitoisuuteen.



- Kloridin saatavuus kaatopaikan panosreaktorissa on kuitenkin rajallista, joten konsentraation täytyy ajan kuluessa pienentyä.

Ehrigin ja Scheelhaasen (1993) laboratoriomitan tutkimuksissa arvioitiin kloridin vähenemistä käyttäen hyväksi vesikontaktia tilavuusyksikköä kohti. Tällöin yksi päivä laboratoriossa vastasi 1,16 vuotta täyden mitan kaatopaikalla. Kloridin pitoisuus pieneni eksponentiaalisesti ja puoliintumisajaksi saatiin 60-64 vuotta.

### 3.7. Typen ja fosforin tase

Typen muuntuminen on kombinaatio hiilen ja kloridin kulkeutumisprosesseista, koska suurin osa typestä muuttuu biologisissa prosesseissa orgaanisesta typestä ammoniakiksi. Ehrig ja Scheelhaase (1993) käyttivät typen määrittämiseen samaa menetelmää kuin edellä kloridin määrittämiseen. Puoliintumisajaksi saatiin 75-82 vuotta. Mitatut ja lasketut typpipitoisuudet vaihtelivat paljon enemmän kuin kloridilla. Typen liukenevuusolosuhteiden arvioitiin olevan erilaiset kuin kloridin.

Suurin osa kaatopaikan typpikuormituksesta tulee keittiö- ja puutarhajätteen mukana, koska ne sisältävät paljon typpeä. Nahat ja tekstiilit sisältävät eniten typpeä, mutta niiden kaatopaikalle sijoitettavat määrät ovat niin pienet, että niillä ei juuri ole merkitystä (kts. taulukko 9). Koska typpeä on helposti hajoavissa jätefraktioissa, se vapautuu kaatopaikassa nopeasti. Helposti hajoavalle ainekselle on tyypillistä aluksi intensiivinen happokäyminen, jolloin suotoveden pitoisuudet ovat tyypillisesti korkeat. Typen vapautuminen on myös nopeaa. Kiinteä jäteaines todennäköisesti adsorboi ammoniumtyppeä, koska täytöstä poistuvat määrät kasvavat kuitenkin hitaasti.

Fosfori tulee kaatopaikalle orgaanisen jätteen mukana kuten typpikin (taulukko 9). Fosforia on tyypillisesti hyvin vähän kaatopaikalla, ja täytössä se onkin luultavimmin hajoamista rajoittava tekijä (Leuschner, 1989). Fosforin pieniin määriin suotovesissä voi olla selityksenä kaatopaikan suuret metallipitoisuudet. Metallit, esimerkiksi rauta saostavat fosforia täyttöönsä metallifosfaatteina.



### 3.8. Ainetaseen tutkiminen

#### 3.8.1. Kiinteän jätteen ja suotoveden tutkiminen

Ainetaseiden tutkinnassa oleellista on ensin valita ne alkuaineet, joiden taseita tutkitaan. Yleensä ne ovat sellaisia, jotka muodostavat huomattavan osan kaatopaikan kuormituksesta ja joiden kuormitus jatkuu pitkään.

Ainetaseiden määrittämistä varten tulee olla tiedot kyseisen määritettävän aineen pitoisuuksista kiinteässä jätteessä, suotovedessä ja kaasussa. Kaiken pohjana on kuitenkin ensin vesitaseen määrittäminen, koska paljon aineita liukenee vesifaasiin ja kaasun tuotto on riippuvainen orgaanisen aineen hajoamisnopeudesta, joka taas riippuu kosteudesta. Myös täytöstä poistuvat kaasumäärät tulee tuntea, jotta kaasun koostumuksen perusteella voidaan laskea ainevirrat kaasufaasissa.

Kaatopaikalle tulevista jätteistä on hyvä tuntea eri jätelajien osuudet kokonaismäärästä, jotta saadaan arvio esimerkiksi orgaanisista hajoavista aineista. Tuoreen jätteen koostumuksen tutkiminen antaa tietoa alkuaineiden pitoisuuksista. Siten voidaan arvioida keskimääräisiä pitoisuuksia jätteiden sijoitusvaiheessa. Kaatopaikkasijoituksen jälkeen alkaa hajotustoiminta ja aineiden kulkeutuminen, jolloin pitoisuudet jätetäytössä ajan mukana alkavat pienentyä. Kun pitoisuudet alussa tunnetaan, voidaan välivaiheen pitoisuuksien määrittämisen jälkeen arvioida poistuneita ja hajonneita osuuksia ja mahdollisesti ennustaa kaatopaikan käyttäytymistä jatkossa. Ongelmana kiinteän jätteen koostumuksen tutkimisessa on muun muassa soveltuvien määritysmenetelmien puuttuminen. CEN:ssä (European Committee for Standardization) on valmisteltu keväältä 1992 lähtien jätteen testauksen ja analysoinnin standardeja, joiden ensimmäisten käsittelyyn tulevien luonnosten tulisi olla valmiita 1995 (Wahlström, 1994). CEN:n työryhmissä standardisoidaan muun muassa näytteenottotekniikoita, terminologiaa, liukoisuustestejä ja jäteanalytiikkaa.

Suotoveden ainepitoisuuksia tulee seurata mieluiten useiden vuosien ajan, jotta saadaan kuva pitoisuuksien muutoksista kaatopaikan kehittymisen myötä. Erityisen tärkeää on seurata kuormituksia virtaamapainotteisesti, jotta voidaan arvioida todellisia kuormituksia esimerkiksi vuositasolla. Analyysit tehdään useimmiten normaalien jätevesianalyysien tapaan. Suotoveden ainepitoisuudet poikkeavat normaalista jätevedestä, joten analyyseissä häiritsevien komponenttien vaikutus tulee ottaa huomioon.

### 3.8.2. Kaasun määrän ja koostumuksen mittaus

Normaali metaanivaiheen kaatopaikkakaasu sisältää noin 65 % metaania, 35 % hiilidioksidia ja pieniä pitoisuuksia muita aineita. Kaasun seuranta käsitetään liian usein vain metaanin, hiilidioksidin ja hapen konsentraatioiden tutkimiseksi, vaikka ne eivät yksinään anna tietoa esimerkiksi vuotuisista kaasumääristä. Emissiomäärät ovat tärkeämpiä kuin pelkät kaasun konsentraatiot. Seuraavia parametreja tulee mitata (Smith, 1993):

- Kaasun konsentraatiot. Yleensä mitataan metaanin, hiilidioksidin ja hapen pitoisuuksia. Happi on tärkeä, koska monet kannettavat katalyyttiantureita käyttävät kaasuanalysointilaitteet vaativat minimimäärän happea (usein 15 %) antaakseen tarkkoja lukemia.
- Kaasunpaine. Kaasu liikkuu paikasta toiseen muun muassa kaasunpaineen erojen vuoksi, jolloin se pyrkii liikkumaan korkeammasta paineesta matalampaan.
- Kaasun virtausnopeus. Kaasun tilavuuden määrittäminen on kuormituksen arvioinnin kannalta olennaista.
- Lämpötila. Kaasun lämpötila verrattuna ylläolevan ilman keskilämpötilaan voi indikoida kaasun tuottoa.
- Kaatopaikan sisäinen veden pinta. Veden pinnan nousu lisää kosteuspitoisuutta ja voi siten edistää orgaanisen aineen hajoamista. Suotoveden orgaanisen kuormituksen perusteella voidaan hahmottaa hajoamisen edistymistä ja kaasun tuoton potentiaalia. Meteorologiset kaatopaikan ulkopuoliset tekijät vaikuttavat kaasun määrään, joten niitä olisi syytä tarkkailla.

Kaasumaisessa olomuodossa systeemistä poistuvan ainemäärän määrittäminen luotettavasti on vaikeaa. Kaasun määrää voidaan määrittää täytön pinnasta, pintakerroksesta, kaasun havaintoputkista ja kaasukaivoista, kaivetuista ojista ja kuopista, joissa on pienet havaintoputket, ja suotoveden havaintoputkista.

#### Ilman ja kaatopaikan rajapinnasta tehtävät mittaukset

Pinnasta mittaukset tehdään yleensä kannettavilla instrumenteilla. Mittaukset voidaan tehdä joko 1) palavien kaasujen kartoitusmenetelmillä tai 2) mittauskammioilla.

#### 1) Palavien kaasujen kartoitusmenetelmät

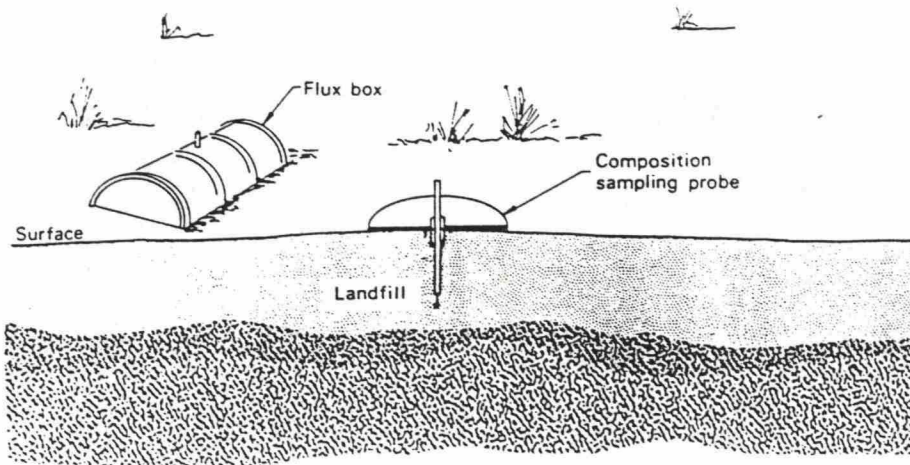
Tärkeimmät palavien kaasujen kartoitusmenetelmät ovat FID (Flame-Ionisation-Detector) eli liekki-ionisaatiodektektori, katalyyttianturit, valoionisaatiodektektori ja infrapuna-mittaus. FID-laitteessa mitataan vetyliekin sähkönjohtokyvyn muutosta. Hiilivedyn palaminen tuottaa vetyliekin. Laitteen etuna on juuri suuri herkkyys



hiilivedyille ja hiilidioksidin häiritsemättömyys (Sewerin, 1993). Katalyyttianturit ovat tarkkoja vain, kun niillä mitataan sitä kaasua, jolle ne on kalibroitu. Niiden anturit myös heikkenevät iän myötä. Infrapunamittareissa on infrapunälähde ja -detektori. Niissä aallonpituuden valinta on tärkeää. Analysaattoreiden mittaustarkkuus on yleensä riittävä kaasun tuoton kartoitukseen, jonka pohjalta tarkemmat mittaukset voidaan tehdä. Mittaustulokset ovat puolikvantitatiivisia, joten ne eivät sovi kovin hyvin taselaskelmiin. Mittarit ovat myös tuuliherkkiä, jolloin jo alle 4 m/s tuulet vaikuttavat. (Her Majesty's... 1989.)

## 2) Mittauskammiot

Mittauskammiomenetelmässä kaasun pitoisuuden muutosta seurataan kaatopaikan ja ilman rajapinnalle asetetussa kammiossa, josta virtaus saadaan laskennallisesti pinta-alayksikköä kohti. Kammiot ovat palavien kaasujen kartoitusmittareiden tapaan tuuliherkkiä. Ne toimivat vain kartoitusmenetelminä, mutta etuna niissä ovat edellisiä suuremmat tarkasteltavat pinta-alat (Bogner et al., 1993). Kuvassa 8 on esitetty mittauskammiot (Crowhurst, 1987).



Kuva 8 Mittauskammiot (Crowhurst, 1987)

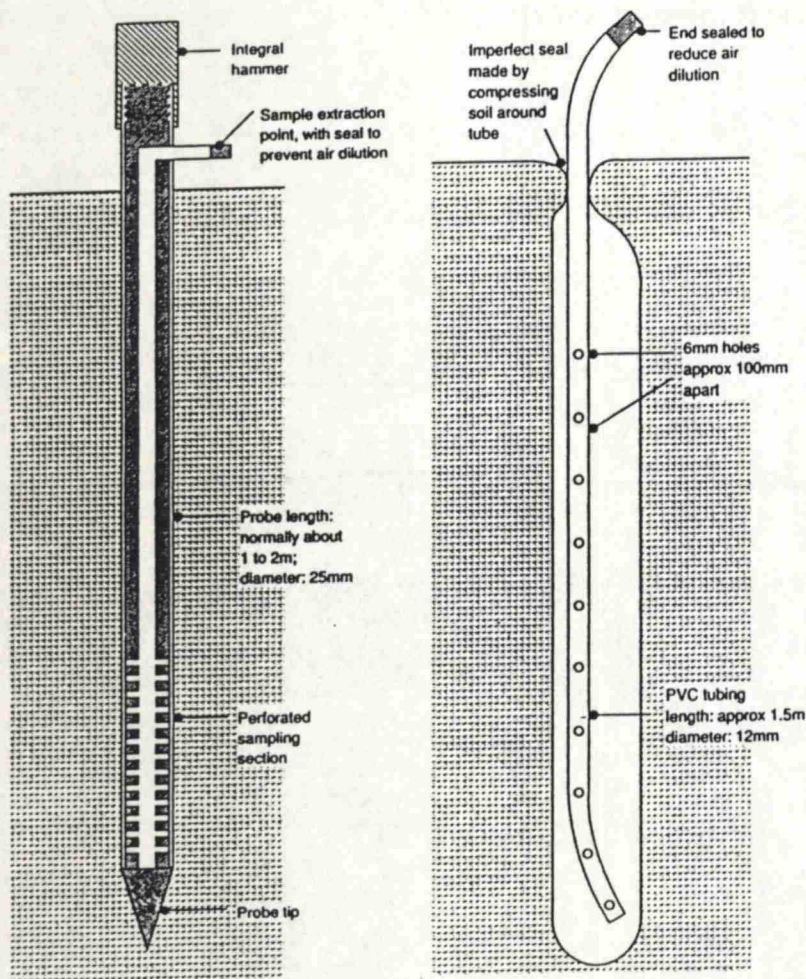


## Pintakerroksesta tehtävät mittaukset

Pintakerroksesta voidaan tehdä mittauksia 1) mittaussondien ja 2) koekuoppien ja ojien avulla.

### 1) Mittaussondi

Yksinkertaisin menetelmä seurata kaasun koostumusta on upottaa pieni, ontto ja jäykkä putki maahan ja yhdistää putkella kaasumittariin. Mittaussondeilla päästään yleensä syvyyteen 1-2 m, mutta joillakin malleilla on päästy jopa 4 metrin syvyyteen. Sondeilla voidaan kartoittaa nopeasti laajojakin alueita, ja niitä on mahdollista yhdistää mittauskammiotekniikkaan. Mittaustuloksia voidaan käyttää pitoisuusgradienttilaskennan pohjana. Metaanin hapettuminen pintakerroksessa ei häiritse mittausta. Kaksi erilaista mittaussondia on esitetty kuvassa 9. (Crowhurst, 1987)



Kuva 9

Pintakerroksesta mitattavan kaasun mittaussondit (Her Majesty's...1989)

## 2) Koekuopat ja ojat

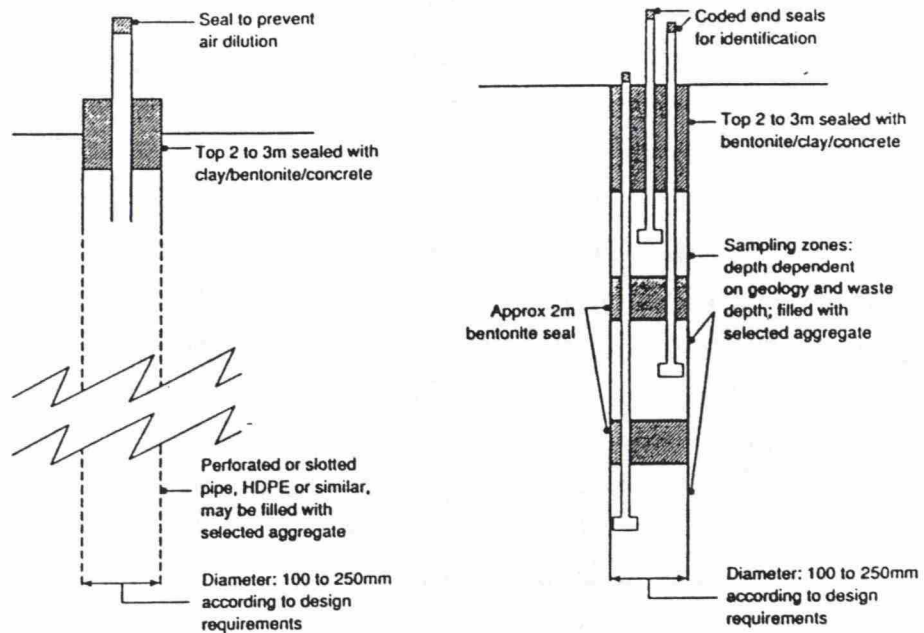
Koekuoppien ja ojien käyttöä kaasun seurantaan suositellaan matalille kaatopaikoille. Niissä kaivantoihin asennetaan pystysuunnassa putkia, joiden ympärillä on rakeista materiaalia. Kaivanto täytetään ja pinta suljetaan tiiviillä materiaalilla.

## Syvät tutkimusputket/-kaivot

Vakituiset ja pitkän ajan mittaukset vaativat tavallisesti reikien poraamista täyttöön. Syviä kaasunmittausputkia ovat 1) pienet kaasun havaintoputket ja 2) kaasukaivot.

### 1) Kaasun havaintoputket

Havaintoputket ovat suositeltavia kaasun seurantamenetelmiä. Putkia tulis asentaa sekä jätetäyttöön että kaatopaikan ulkopuolelle, jos halutaan kartoittaa riskejä. Havaintoputkissa voi olla yksi mittaussondi tai useita sondejia eri syvyyksillä. Kun putkeen asennetaan useita sondejia, tulee ne eristää toisistaan läpäisemättömällä materiaalilla. Tällöin saadaan mitattua kaasun määriä eri syvyyksillä. Yhden sondin mittauksissa tuloksena saadaan vain keskimääräinen arvio koko putken kaasun tuotosta. (Crowhurst, 1987 ja Her Majesty's... 1989.) Kuvassa 10 on esitetty havaintoputkia.



Kuva 10 Kaasun havaintoputket, joissa mittaus tehdään a) yhdellä b) usealla sondilla (Her Majesty's... 1989)



## 2) Kaasukaivot

Kaasukaivoja käytetään kaasun keräyksen ohella kaasumäärän mittauksiin. Suunnittelultaan kaasukaivot vastaavat havaintoputkia.

### **3.9. Suotoveden toksisuus**

#### **3.9.1. Toksisuuden tutkimisen tarpeellisuus**

Suotovedet sisältävät usein monimutkaisia yhdistelmiä erilaisia orgaanisia ja epäorgaanisia yhdisteitä. Kaatopaikan suotoveden koostumusta on tutkittu laajalti. Eri tutkimuksissa on tutkittu laajaa valikoimaa kemiallisia parametreja, ja ne tarjoavat paljon arvokasta tietoa suotoveden luonteesta ja sen koostumuksen vaihteluista ajan mukana. Sen sijaan suhteellisen vähän on tarjolla tietoa kompleksisten yhdisteiden toksisista vaikutuksista. Kemialliset analyysit eivät voi tarjota yksinään riittävästi tietoa suotoveden ympäristövaikutuksista (Cheung et al., 1993). Esimerkiksi orgaanisten mikropollutanttien tunnistaminen voi olla vaikeaa. Lisäksi pienet määrät eri yhdisteitä voivat vaikuttaa toisiinsa joko synergistisesti tai antagonistisesti, jolloin aineiden vaikutukset voivat olla hyvin erilaiset kuin mitä kemiallinen analyysi antaa olettaa. Ympäristöriskien paremman hallinnan vuoksi olisi järkevää tehdä toksikologisia tutkimuksia kemiallisten analyysien ohella (Lambolez et al., 1993). Toksikologiset tutkimukset ovat usein kartoitusmenetelmiä, joiden perusteella arvioidaan jatkotutkimuksen tarve. Toksisuuden ja kemiallisen koostumuksen yhteyttä ei aina löydetä.

Toksisuustutkimuksen tavoitteena on yleensä 1) suotoveden biologisille eliöille aiheuttaman inhibition tutkiminen ja 2) eri kaatopaikoilta tulevien suotovesien toksisuuden yleinen karakterisointi. Suotoveden haitallisuutta aktiivilietteelle ei ole tutkittu, vaikka suotovedet johdetaan usein biologiseen käsittelyyn. Tutkimuksissa tulisikin ottaa huomioon vesien vastaanottaja.

#### **3.9.2. Toksisuuden tutkimusmenetelmät**

Viimeisen kymmenen vuoden aikana on raportoitu lisääntyvässä määrin erilaisista suotoveden toksisuuden tutkimusmenetelmistä (Kristensen, 1992). Suotoveden toksisia ominaisuuksia on tutkittu muun muassa kalojen, vesikirppujen, bakteerien, levien ja



kasvien avulla (Cheung et al., 1993). Suomessa suotovesien toksisia ominaisuuksia on tutkinut mm. Assmuth et al. (1990).

Akuuttia eli heti ilmenevää toksista vaikutusta tutkitaan lyhytkestoisilla akuuteilla toksisuustesteillä. Taulukossa 12 on esitetty tavallisia akuutteja menetelmiä (Kristensen, 1992). Kun halutaan ennustaa aineiden ympäristövaikutuksia makean ja suolaisen veden eliöille, käytetään yleensä taulukon 13 biotestejä. Ne tutkivat kroonista toksisuutta.

Taulukko 12 Esimerkkejä suotoveden tutkimuksissa käytetyistä toksisuusmenetelmistä (Kristensen, 1992)

<i>Trophic level</i>	<i>Organism</i>	<i>Effect parameter</i>	<i>Test duration</i>
Bacteria	<i>Photobacterium phosphoreum</i> (Microtox)	Inhibition of light emission	5–30 min
	<i>Salmonella typhimurium</i> (Ames test)	Revertants	48 h
	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Inhibition of photosynthesis	6 h
Algae	<i>Nitzschia palea</i>	Inhibition of cell growth	72 h
	<i>Skeletonema costatum</i>		
Plants	<i>Lemna minor</i> (Duckweed)	Inhibition of growth (chlorophyll <i>a</i> and weight)	96 h
	Radish	Reduced germination or seedling growth	24–96 h
Crustacea	Sorghum		
	<i>Daphnia magna</i>	Reduced survival of larvae	24–96 hr
Fish	<i>Ceriodaphnia dubia</i>		
	<i>Mysidopsis</i>		
	Zebra fish	Reduced survival of larvae or fingerlings	96 h
	Guppy		
	Rainbow trout		
	Fathead minnow		

Taulukko 13 Toksisuustestejä, joita käytetään kroonisen toksisuuden seurantaan (Kristensen, 1992)

<i>Trophic level</i>	<i>Organism</i>	<i>Effect parameter</i>	<i>Test duration</i>
Bacteria	Mixed resident population	Inhibition of community respiration	<3 h
Algae	Single species or mixed resident population	Photosynthesis, cell growth and shift in diversity	6 h–3 days
Crustacea	Resident single species <i>Daphnia magna</i> <i>Nilotroa spinipes</i> <i>Acartia tonsa</i> <i>Gammarus</i> sp. a.o.	Survival of larvae or premature organisms, reproduction	48 h–21 days
Fish	Resident single species: Rainbow trout Stickleback Eel Plaice a.o.	Survival of larvae, juveniles or other premature stages, reproduction, growth	96 h–60 days

Kristensen (1992) tutki kemiallisten analyysien suhdetta biotestien tuloksiin. Tutkitusta aineesta määritettiin 24 metallia ja metallimaista yhdistettä ja AOX. Lisäksi aineen vaikutuksia tutkittiin viidellä erilaisella biotestillä. Kemiallisten määritysten antamia pitoisuuksia verrattiin biotestien tuloksiin. Vertailussa Microtox korreloi huonosti kemiallisten analyysien kanssa verrattuna muihin testimenetelmiin.

## 4. SUOTOVEDEN KIERRÄTYS

### 4.1. Kierrätyksen mahdolliset edut

Uusia kaatopaikkoja suunnitellaan ja rakennetaan sillä periaatteella, että suotoveden muodostuminen pyritään minimoimaan estämällä sade- ynnä muun veden pääsy jätepenkereeseen. Tästä on kuitenkin vaarana se, että jätteen hajoaminen ja samoin biokaasun tuotto hidastuvat huomattavasti riittävän kosteuden puuttuessa. Riittävä kosteustila jätteessä on tarpeen edistämään mikrobiologista hajoamista.

Kierrätys on tutkituimpia kaatopaikkaprosessien hallintatapoja (Christensen et al., 1992). Suotoveden kierrätyksestä on tehty monia laboratorio- (esim. Barlaz et al., 1987), lysimetri- (esim. Kinman et al., 1987 ja Leckie et al., 1979) ja kaatopaikkamittaisia (esim. Robinson ja Maris, 1985) tutkimuksia, jotka antavat pääosin positiivisia tuloksia kierrätyksen vaikutuksista kaatopaikan ainevirtaamien vähentämiseen. Tutkimuksissa on lähinnä tutkittu kaasun ja suotoveden tuottoa ja koostumusta. Huomattavaa on, että suotoveden kierrätys voidaan toteuttaa tehokkaasti vain sellaisilla kaatopaikoilla, joiden pohjalla on suotoveden keräysjärjestelmä (Scrudato et al., 1993).

#### Väitökset kierrätyksen eduista

Suotoveden kierrätys lisää jätteen kosteutta ja siten parantaa mikrobiologista hajoamista. Lisäksi mikrobit ja ravinteet leviävät tehokkaasti veden mukana jätemassan läpi. Suotoveden kierrätyksestä koituu seuraavia etuja (Scrudato et al., 1993):

- nopeutunut jätteen hajoaminen
- in-situ suotoveden käsittely
- biokaasun parantunut laatu ja lisääntynyt määrä
- jätteen hajoamisesta johtuva jätteen tiivistyminen vapauttaa tilaa
- vähentyvät suotoveden käsittelykustannukset
- kaatopaikan pitkän ajan seurannan lyheneminen.

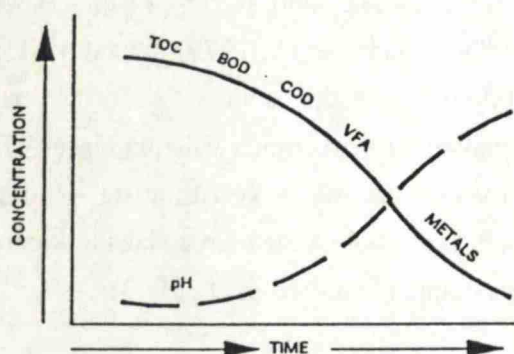
Nopeutunut jätteen hajoaminen:

Biohajoavat jätteet säilyvät kaatopaikalla jopa vuosikymmeniä. Vanhat sanomalehdet ovat luettavia. Syynä jätteiden säilymiseen on biohajoamisen epäsuotuisat olosuhteet, jotka useimmiten johtuvat juuri kosteuden puutteesta. (Scrudato et al., 1993.) Kierrätyksestä johtuen jätteen vesipitoisuus nousee, ravinteet ja biomassa leviävät, paikallisesti suuret inhibiittoripitoisuudet laimenevat ja hajoaminen edistyy (Christensen et al., 1992).



In situ -suotoveden käsittely:

Suotoveden laatuun vaikuttavat kaatopaikalle sijoitetun jätteen ominaisuudet, kaatopaikan ikä ja ympäristöolot. Vanhetessaan suotovesi kehittyy nuoresta, happamasta nesteestä vähitellen alkaaliseksi nesteeksi. Nuori suotovesi sisältää yleensä paljon haihtuvia rasvahappoja, ja sen kemiallinen ja biokemiallinen hapenkulutus ovat suuria. Vanhassa suotovedessä edellisten määrä on vähentynyt ja epäorgaanisten suolojen määrä on kasvanut. pH:n noustessa raskasmetallien määrä vähenee, koska ne adsorboituvat lähinnä jätetäyttyön. Kierrätys nopeuttaa suotoveden vanhenemista ja samalla orgaanisen aineksen pitoisuudet pienenevät. Kuva 11 kertoo suotoveden eri komponenttien pitoisuusmuutoksista ajan funktiona. (Scrudato et al., 1993.)



Kuva 11 Suotoveden eri komponenttien pitoisuuden muutoksia ajan funktiona (Scrudato et al. 1993)

Biokaasun parantunut laatu ja lisääntynyt määrä:

Vapaa vesi jätetäytössä kuljettaa kosteutta, mikrobeja ja ravinteita mukanaan sellaisiinkin paikkoihin, joissa hajoaminen ei ole vielä alkanut kunnolla. Biohajoamisen kiihdyttäminen lisää anaerobioloissa kaasuntuottoa. Monipuolinen mikrobipopulaatio parantaa myös tuotetun kaasun laatua. (Scrudato et al., 1993.) Kierrätys lisää myös veden kiertoa (virtaamaa) jätetäytössä, mitä voidaan pitää edullisena kaasun tuoton kannalta. Klink ja Ham tutkivat vuonna 1982 laboratorion panoskokeissa veden virtauksen vaikutusta kaasun tuottoon. Reaktorin, jossa vesi virtasi, metaanintuotto oli 25-50 % suurempi kuin reaktorin, jossa vesi ei virrannut, mutta jonka kosteuspitoisuus oli sama. (Christensen et al., 1992)

Hajoamisesta johtuva jätteen tiivistyminen:

Maissa, joissa kaatopaikkatilasta on pulaa, parantuneesta biohajoamisesta johtuva jätteen tiivistyminen on tärkeää, koska silloin saadaan lisää kaatopaikkatilaa (Scrudato et al., 1993). Uuden kaatopaikan perustaminen on aikaavievä prosessi.

Pienentyneet suotoveden käsittelykustannukset:

Jos joissakin kaatopaikan osissa jäte ei ole kenttäkapasiteetissa, tasainen kierrätys varastoi vettä niihin osiin. Tällöin ulos tulevan veden määrä vähenee ja siten myös käsiteltävä suotovesimäärä vähenee. Myös lisääntyvä evapotranspiraatio aiheuttaa suotoveden määrän vähenemistä (evapotranspiraation merkitys tosin riippuu imeytystavasta). Käsittelykustannuksia minimoiva tekijä on kuitenkin pääasiallisesti kierrätyksestä johtuva suotoveden laadun paraneminen. (Scrudato et al., 1993.)

Pitkän ajan seurannan lyheneminen:

Nykyisin kaatopaikkoja tulee seurata noin 30 vuotta niiden sulkemisen jälkeen. 30 - vuotinen seuranta ei kuitenkaan perustu mihinkään selvään kokemukseen kuormituksen häviämisestä kolmessakymmenessä vuodessa. Nopeuttamalla biohajoamisprosesseja kierrätyksen avulla jäte stabiloituu lyhyemmässä ajassa kuin tavallisesti pienentäen siten uhkaa lähiympäristölle. (Scrudato et al., 1993)

#### 4.2. Imeytystavat

Suotoveden kierrätyksessä on käytetty useita eri imeytysmenetelmiä, kuten

- täytetyt ojat
- avoimet ojat
- allasimeytys
- sadepistoolit
- liikkuva sadetus, karkeat tai hienot pisarat
- staattinen sadetus, karkeat tai hienot pisarat (Knox, 1985).

Menetelmän valinta riippuu kierrätyksen tarkoituksesta ja kaatopaikan oloista. Ojasysteemit ovat riittäviä yksinkertaisimpiin tarkoituksiin, mutta ojan pinta-alan tulee olla riittävä, jotta suotovesi pystyy imeytymään riittäväällä nopeudella ilman pintavaluntaa (Knox, 1985). Suuremmilla kaatopaikoilla, joilla on tarpeeksi käytettävissä olevaa pinta-alaa, allasimeytys on käyttökelpoinen vaihtoehto.

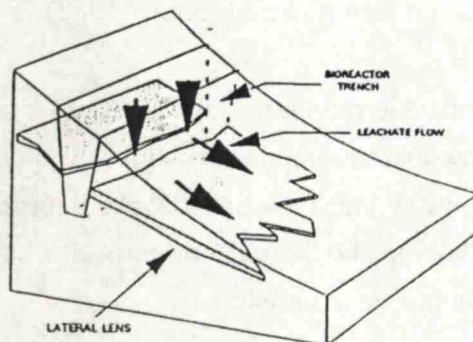


Kun kaatopaikkatilaa ei ole ja halutaan suotoveden tasainen jakautuminen, kannattaa valita sadetus tai pinnanalainen imeytys kierrätystavaksi. Ongelmana sadetuksessa on varsinkin nuoren suotoveden haju ja sen aiheuttamat hyönteisten lisääntymiset ja pisaroiden mukana ilmassa leviävät mikrobit. Suotovettä ei tulisi sadettaa hajuongelmien vuoksi, ellei sen BOD:COD -suhde ole  $<0,1$  tai biokemiallinen hapenkulutus alle 1000 mg/l (Doedens ja Cord-Landwehr, 1989). Hajuongelmat johtuvat happovaiheen orgaanisista hapoista, erityisesti voihaposta. Liikkuvien sadetusjärjestelmien ongelmina ovat mekaaninen kestävyys ja korroosio-ongelmat (Knox, 1985).

Sadetuksen etuna on paras saavutettavissa oleva evapotranspiraatio. Se on tehokkain kierrätystapa kuivilla alueilla ja muuallakin kesäkuukausina, jos halutaan tehostaa haihduntaa (Lu et al., 1985). Vaihtoehtona on pintarakenteen alle rakennettava jakeluputkisto, jolla ei tavoitella evapotranspiraatiota, mutta saadaan aikaan suotoveden tasainen jakautuminen.

Suotoveden imeytyksessä ongelmana on usein sadetuslaitteisiin ja jätetäytön pinnalle syntyvät karbonaatti- ja rautasaostumat (Doedens ja Cord-Landwehr, 1989). Ne tuhoavat kasvillisuutta ja estävät suotautumista pinnan läpi. Seurauksena voi olla lätäköiden muodostuminen jätepenkereen pinnalle ja pintavalunta (Knox, 1985).

Scrudato ja Pagano kehittivät 1991 bioreaktoriojan. Siinä lopetetulle kaatopaikalle pian pintakerroksen rakentamisen jälkeen kaivetaan oja (30-50 m pitkä, 5-10 m leveä pinnassa ja 8-10 m syvä). Oja täytetään vettä läpäisevällä materiaalilla, jonka huokoisuus on noin 20 % ja joka pystyy pidättämään jonkin verran suotovettä. Materiaalin tulee toimia mikrobien kasvualustana. Kierrätettävä suotovesi syötetään ojaan putken kautta pinnalta pohjaan asti. Mikrobit hajottavat anaerobisesti suotoveden komponentteja sen valuessa ojaa pitkin. Ojasta suotovesi jakautuu eteenpäin täyttöön. Kaasu kerätään ojaan ja sieltä kaasuputkia pitkin pois. Menetelmä on vasta kehittelyasteella. Kuvassa 12 on esitetty kaavakuva bioreaktoriojasta kaatopaikalla (Scrudato et al., 1993).



Kuva 12 Kaavakuva kaatopaikan bioreaktoriojasta (Scrudato et al., 1993)



#### 4.3. Suotoveden kierrätyksen vaikutus vesitaseeseen

Perinteisesti suotoveden kierrätys on yhdistänyt kaatopaikan sisällä tapahtuvan anaerobisen esikäsittelyn (kaatopaikka toimii ns. kiintopetireaktorina) ja kierrätyksessä tapahtuvan haihdunnan (Doedens ja Cord-Landwehr, 1989).

Doedensin ja Cord-Landwehrin (1989) mukaan paras haihdunnan mahdollisuus voi olla, kun sadetusta pidetään alle 5 mm:n. Keski-Euroopassa, esimerkiksi Saksassa, jossa potentiaalinen haihdunta on korkeampi kuin sadanta vain huhtikuusta lokakuuhun ja jossa suurin osa suotovedestä muodostuu kylmänä aikana, tulisi kaatopaikalla olla suuri veden varastointikyky. Sen tulisi olla ainakin 1500-2000 m<sup>3</sup>/ha, jotta kesäajan haihduntapotentiaalista saataisiin maksimihyöty. Vaikka varastointikyky olisi hyvä, täydellistä suotoveden haihduntaa on mahdotonta saavuttaa. Suotoveden tuotto eri imeytystavoilla voidaan arvioida seuraavaksi: keskimäärin 0,5 m<sup>3</sup>/(ha\*d) sadetuksella; 2 m<sup>3</sup>/(ha\*d) pintaimeytyksellä ja 4-5 m<sup>3</sup>/(ha\*d) ilman kierrätystä.

Mennerichin ja Lagerkvistin (1994) mielestä kylmässä ilmastossa kierrätyksellä ei kannata tavoitella suotoveden määrän vähennystä haihduttamalla sitä, koska haihtumisen merkitys on loppujen lopuksi pieni. Kierrätystä tulisi pitää nimenomaan käsittelymenetelmänä, joka parantaa anaerobin bioreaktorin toimintaa. Kierrätys tulisikin toteuttaa pintarakenteen alapuolella.

Robinsonin ja Marisin (1985) kaatopaikkatutkimuksissa vesitase osoitti, että vaikka suotoveden määrä väheni haihtumalla sadetuksen aikana, suurin osa määrän vähennyksestä johtui nesteen varastoitumisesta orsivesikerroksiin. Kierrätystä suunniteltaessa tulisikin kaatopaikan vesitase tuntea hyvin, jotta estetään veden kertyminen orsivedeksi täyttöön ja mahdollinen horisontaalinen virtaaminen täytöstä ulos. Kouzeli-Katsiri et al. (1993) tutkivat muun muassa suotoveden kierrätystä lysimetrikokein Ateenan Ano Liossian kaatopaikan jätteellä. Kokeessa kierrätys lisäsi suotoveden määrää huomattavasti. Melkein kaikki lysimetriin syötettävä vesi (= ns. sadevesi + kierrätettävä suotovesi) kerättiin lysimetrin pohjalta talteen. (Kouzeli-Katsiri et al., 1993).

#### 4.4. Suotoveden kierrätyksen vaikutus ainetaseeseen

##### 4.4.1. Yleistä

Pelkän suotoveden kierrätyksen on todettu vähentävän suotoveden kuormitusta, mutta ei juurikaan edistävän kaasuntuottoa. Varmaa ei ole, johtuuko veden kuormituksen pieneneminen jätteen hajoamisen kiihtymisestä ja edistyvästä stabiloitumisesta vai suuremman täytön läpi virtaavan vesimäärän laimentavasta vaikutuksesta. Eri tutkimukset tuottavat asiasta ristiriitaista tietoa. Joka tapauksessa kierrätyksen on todettu pienentävän erityisesti orgaanisen aineen pitoisuuksia suotovedessä. Kaasuntuottoa on taas voitu kiihdyttää kierrätykseen yhdistettävien lisätoimenpitein, joista esimerkkinä voidaan mainita puskurin ja mädätetyn lietteen lisäys. Ainetaseiden kannalta kierrätyksen vaikutusmekanismilla on merkitystä. Jos jätteen stabiloituminen edistyy kierrätyksen johdosta, yhä suurempi osa hiilestä poistuu täytöstä kaasuna suotoveden hiilifraktion pienentyessä. Kierrätyksestä huolimatta tärkein saaste stabiloituneessa suotovedessä on ammoniumtyppi, jonka pitoisuus voi olla yli 500-1000 mg/l. Ammoniumtyppi on myrkyllistä kaloille ja vesikasveille (Kouzeli-Katsiri et al., 1993) ja jätevedenpuhdistamon mikrobikannalle. Kierrätyksen mahdollinen laimentava vaikutus taas pienentää muiden komponenttien ohella myös typpikuormitusta.

##### 4.4.2. Kierrätyksen vaikutus kaatopaikan stabiloitumiseen

Valvotut kaatopaikkamitan tutkimukset osoittivat, että kierrätyksen edut voidaan saavuttaa myös laajemmassa mitassa, tosin matalakuormitteisen suotoveden tuottamiseen tarvitaan pitemmät kierrätysjaksot (Robinson ja Maris, 1985). Kierrätyksen puolesta puhuvat myös Leckie et al. (1979).

Melko kosteassa ilmastossa kierrätystä voidaan pitää edullisena toimenpiteenä vain kaatopaikan alkuvuosina, jolloin se parantaa vesipitoisuutta ja veden tasaista jakaantumista jätteessä. Kuivassa ilmastossa kierrätyksestä voi olla enemmän hyötyä jätteen hajoamisen edistäjänä (Christensen et al., 1992). Kierrätyksen teho on suurin paikoissa, joissa nettosademäärä on pieni ja lämpötila korkea (Reinikainen ja Tanskanen, 1992).

Kouzeli-Katsiri et al. (1993) tutkivat muun muassa suotoveden kierrätystä lysimetrikokein Ateenan Ano Liossian kaatopaikan jätteellä. Heidän kokeissaan suotoveden kuormitus väheni selvästi kierrätyksen vaikutuksesta. Esimerkiksi COD



pieneni 70 000 mg/l:sta 10 000 mg/l ja haihtuvat rasvahapot 30 000 mg/l:sta 5 000 mg/l kahdessa vuodessa. Heidän mukaansa ei kuitenkaan ole varmaa, johtuiko kuormituksen vähenemä jätteen stabiloitumisesta eli happokäymisvaiheen muuttumisesta metaanikäymisvaiheeksi vai suotoveden suuremman määrän aiheuttamasta saasteiden laimenemisesta. Kierrätyslysimetrin veden pH pysytteli nimittäin varsin alhaisena ja melko samanlaisena kuin vastaavan kierrättämättömän lysimetrin pH. Laimenemiseen viittaavat myös kiintoaineen ja ammoniumtypen pitoisuuden väheneminen noin viidennekseen kierrättämättömään lysimetriin verrattuna.

Doedens ja Cord-Landwehr (1989) eivät myöskään löytäneet kaatopaikkamitan tutkimuksissaan mitään varmaa todistetta sille, että kierrätys lisäisi jätteen stabiloitumista ja kaasun tuottoa, vaikka kierrätystä harjoittavien kaatopaikkojen suotoveden orgaanisen aineen pitoisuudet vähenivät nopeammin verrattuna tavallisiin kaatopaikkoihin. Hiilen muutosta voidaan pitää jätteen stabiloitumisen mittana. Koeyksiköiden perusteella kaasuntuottoa, jota pidetään hiilen hajoamisen indikaattorina, ei voitu kiihdyttää kierrätyksellä. Toisaalta kierrätys pienensi suotoveden orgaanisen aineen kuormaa. Pieni suotoveden kuormitus ja pienet kaasuemissiöt merkitsevät jopa hitaampaa stabiloitumista! Kierrätyksen ei havaittu aiheuttavan suolojen ja raskasmetallien pitoisuuksien kasvua. (Doedens ja Cord-Landwehr, 1989.)

#### 4.4.3. Kierrätyksen tehon edistäminen lisätoimenpitein

Suotoveden kierrätyksen tehoa voidaan edistää lisäämällä kierrätettävään veteen erilaisia hajoamista edistäviä tekijöitä, kuten ravinteita, puskuria ja biomassaa.

Jos kaatopaikan alhainen pH inhiboi metaanikäymisen kehittymistä, happokäymisvaiheen suotoveden syöttäminen takaisin kaatopaikkaan ei todennäköisesti paranna tilannetta. Itse asiassa se voi inhiboida metaanin tuottoa. Koska metaanikäymistä tapahtuu parhaiten neutraalissa tai hieman emäksisessä ympäristössä, kaatopaikkaan kannattaa lisätä puskuria nostamaan pH:ta. Suotoveden pH:n nosto ja kierrätys yhdistetään lisäämällä suotoveteen joko emästä (esim. NaOH) tai puskuriliuosta (esim. NaHCO<sub>3</sub>) ennen sen johtamista takaisin jätetäyttöön. (Christensen et al., 1992)

Barlaz et al.:in (1987) kaasuntuottotutkimuksissa pelkkä suotoveden kierrätys ei lisännyt kaasun tuottoa. Itse asiassa kaasuntuotto alkoi vasta, kun kierrätettävään suotoveteen lisättiin puskuria. Myös Tittlebaum (1982) puoltaa puskurin lisäystä kierrätettävään suotoveteen, koska se nopeuttaa haluttuun suotoveden laatuun pääsemistä. Tittlebaumin mukaan pH-kontrollidusta kierrätyksestä on vain etua. Kinman et al.:n (1987)



laboratoriokokeissa pH:n nostaminen vaikutti positiivisesti suotoveden laatuun. COD, TOC ja kokonaistyyppi alenivat 5 ja 10 % välille kontrollin arvoista viidessä vuodessa. Ravinteiden lisäys vähensi kokonaistypen arvoa 50 % viidessä vuodessa kontrolliin verrattuna.

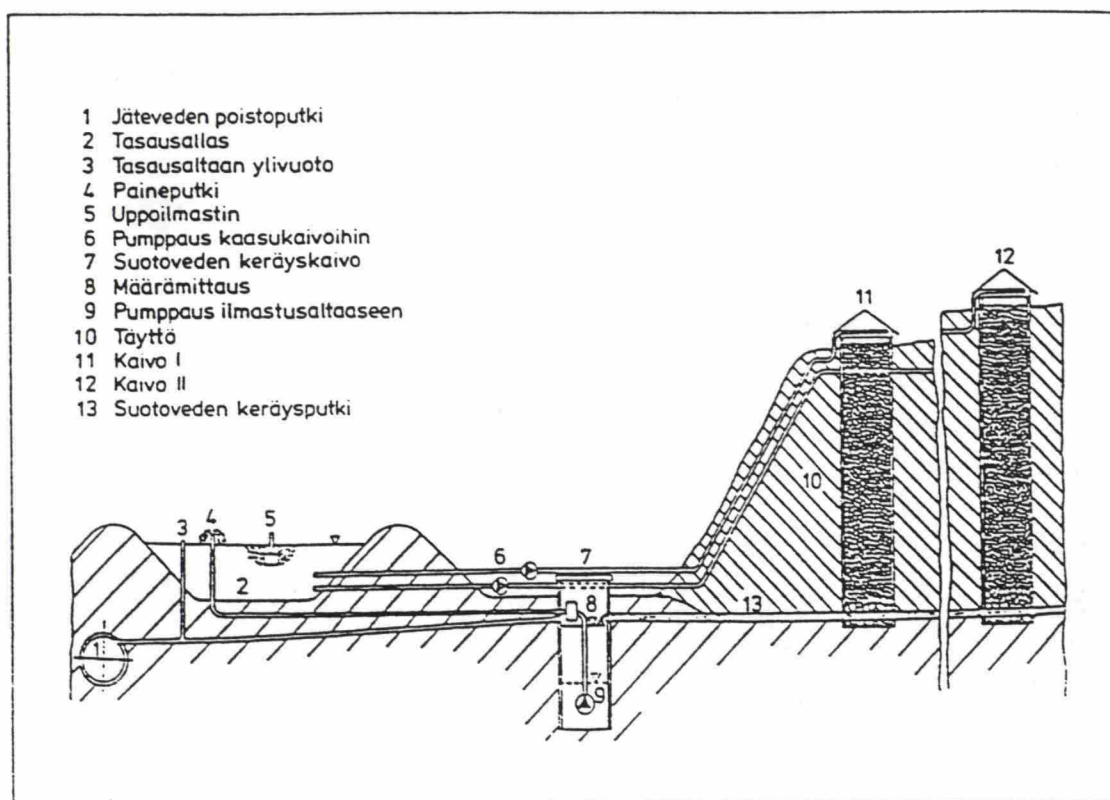
Kinman et al.:n (1987) tutkimuksissa suotoveden kierrätys koeyksiköissä kiihdytti hajoamisprosesseja, mutta ei metaanin tuottoa. Kun kierrätettävään suotoveteen lisättiin anaerobisesti mädätettyä lietettä, metaanin tuotto nousi tutkimuksen neljäntenä ja viidentenä vuotena huomattavasti. Yksiköissä oli suuria pitoisuuksia haihtuvia happoja, jotka toimivat lisättyjen metaanibakteereiden (kuluttajat) ravinnonlähteenä.

Leuschnerin (1989) tutkimuksessa kuutta erilaista kaatopaikkaa simuloivaa laboratoriomitan reaktoria seurattiin vuoden ajan. Yksi reaktoreista oli kontrolli, johon lisättiin vain vettä sadevetenä. Muut reaktorit toimivat tutkimusreaktoreina, joissa suotovettä kierrätettiin. Reaktorista riippuen suotoveteen lisättiin puskuria, typpeä, fosforia, anaerobisesti mädätettyä puhdistamolietettä ja sakokaivolietettä. Paras kaasuntuotto saatiin reaktorista, johon oli lisätty puskuria, ravinteita ja biomassaa. Yleensä olosuhteiden parantaminen jätereaktorissa lisäsi kaasun tuottoa ja paransi suotoveden laatua. Mätänemisen alussa ravinteista oli pulaa, mitä kuvasti sopeutumisvaiheen lyheneminen ravinteita lisättäessä. Pelkällä veden kierrätyksellä ei sen sijaan erityisesti parannettu hajoamista. (Leuschner, 1989.)

#### **4.5. Kierrätyksen sovelluksia**

##### **4.5.1. Kaasukaivo biosuotimena**

Kaasukaivoja käytetään jätetäytössä syntyvien haitallisten kaasujen poisjohtamiseen. Kun ne on rakennettu soralla täytetyiksi kuiluiksi, niitä voidaan käyttää samalla biosuotimena suotoveden puhdistuksessa. Rudolph (1987) esittää suotoveden käsittelytavan, joka koostuu suodatuksesta kaasukaivoissa ja ilmastuksesta tasausaltaassa. Menetelmä on käytössä Hoxfeldin kaatopaikalla Saksassa (kuva 13) (Rudolph et al., 1988).



Kuva 13 Hoxfeldin kaatopaikan kaasukaivojen käyttö biosuotimina (Rudolph et al., 1988)

Tasausaltaassa on uppoilmastimet sekoitusta ja ilmastusta varten. Saostumisreaktiot tapahtuvat ilmastusaltaassa, joten suodatinten tukkeutumista ei ole ilmennyt. Ilmastusaltaassa estyy myös ammoniakin ja strippautuvien kaasujen rikastuminen suotoveden kierron aikana. Jos suotovedessä on vähän orgaanista ainesta, ilmastus voi saada aikaan nitrifikaatiota. Tällöin typen poistuma on mahdollista seuraavassa anaerobivaiheessa (Hasselgren et al., 1992). Muodostuva suotovesi kerätään keräyskaivoon, josta se pumpataan tasausaltaaseen ja siitä edelleen kaasukaivoihin. Kaasukaivoista vesi valuu kaatopaikan pohjalle ja sieltä salaojia pitkin edelleen keräyskaivoon. Ylivirtaamat johdetaan paikalliseen viemäriverkkoon. Suodattimet ovat korkeita, niiden lämpötila pysyy korkeana ja suodattimeen muodostuu aerobi, fakultatiivinen ja anaerobi vyöhyke. (Rudolph et al., 1988)

Hoxfeldin kaatopaikan suotovesi on vanhaa ja sisältää runsaasti vaikeasti hajoavaa orgaanista ainesta (COD). Taulukossa 14 on esitetty suotoveden laatu ja kaasukaivoilla saavutettavat puhdistustulokset (Rudolph et al., 1988).



Taulukko 14 Hoxfeldin kaatopaikan suotoveden laatu ja kaasukaivoilla saavutettavat puhdistustulokset (Rudolph et al, 1988)

Ominaisuus	Tuleva vesi	Lähtevä vesi	Reduktio (%)
BOD <sub>5</sub> (mg/l)	125	92	24
COD (mg/l)	1846	1422	23
AOX (µg/l)	1280	1000	22
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	2,2	26	-

Kaivojen mitoitussarvot ovat seuraavat:

- syvyys 10 -15 m, halkaisija 1,5 m
- hydraulinen kuorma 65 m<sup>3</sup>/d
- pintakuorma 1,0-1-5 m/h
- tilavuuskuorma 0,35-0,5 kg BOD/(m<sup>3</sup>d).

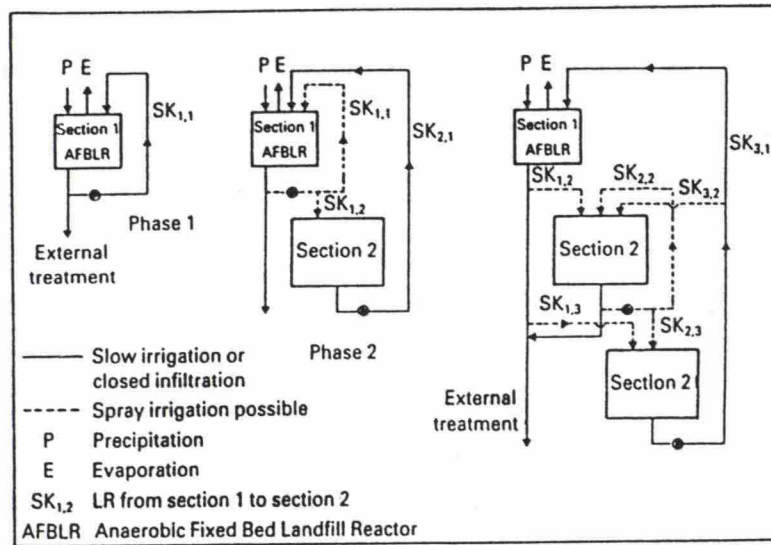
Nuoria suotovesiä käsiteltäessä voidaan organismien liikakasvua suodattimissa rajoittaa suurella yli 1,5 m/h pintakuormalla. Laimealla suotovedellä pintakuorman arvo voi olla alle 1 m/h, kierrätysuhde 3 ja tilavuuskuorma 0,15 kg BOD/(m<sup>3</sup>d) (Rudolph, 1987).

Käsittely kaasukaivoissa on halpa menetelmä, mutta ei ole täydellinen yksinään. Lähinnä se toimii esikäsittelymenetelmänä. Kaasukaivojen määrä tulee arvioida suotovesimäärän ja pintakuorman perusteella niin, ettei maksimipintakuormia ylitettäisi. Jos suotoveden pumppauksessa on taukoja, kaivot voivat kuivua, ja niiden uudelleen käynnistäminen voi aiheuttaa ongelmia (Rudolph et al, 1988).

#### 4.5.2. Kaksivaiheinen kierrätysprosessi

Erittäin tehokas ja taloudellinen nuoren, suuria ainepitoisuuksia sisältävän suotoveden esikäsittelymenetelmä on veden kierrättäminen vanhan, stabiloituneen kaatopaikan läpi. Menetelmässä BOD-reduktiot ovat välillä 90-99 %. Menetelmää kutsutaan kaksivaiheiseksi kierrätysprosessiksi ja se on käytössä Bornhausenin kaatopaikalla Saksassa. Kuvassa 14 on esitetty kaksivaiheisen kierrätysjärjestelmän periaate. Samat hyvät puhdistustulokset voidaan saavuttaa jätteen pohjakerroksen kompostoinnilla tai aerobisella esikäsittelyllä ja kierrättämällä sen jälkeen vettä (Doedens ja Cord-Landwehr, 1989). Myös Tanskassa kierrätyksellä uudelta jätealueelta vanhaan on voitu vähentää BOD-kuormitusta noin 80-95 %, mutta ammoniakki ei vähentynyt juurikaan (Christiansen, 1985).





Kuva 14  
1989)

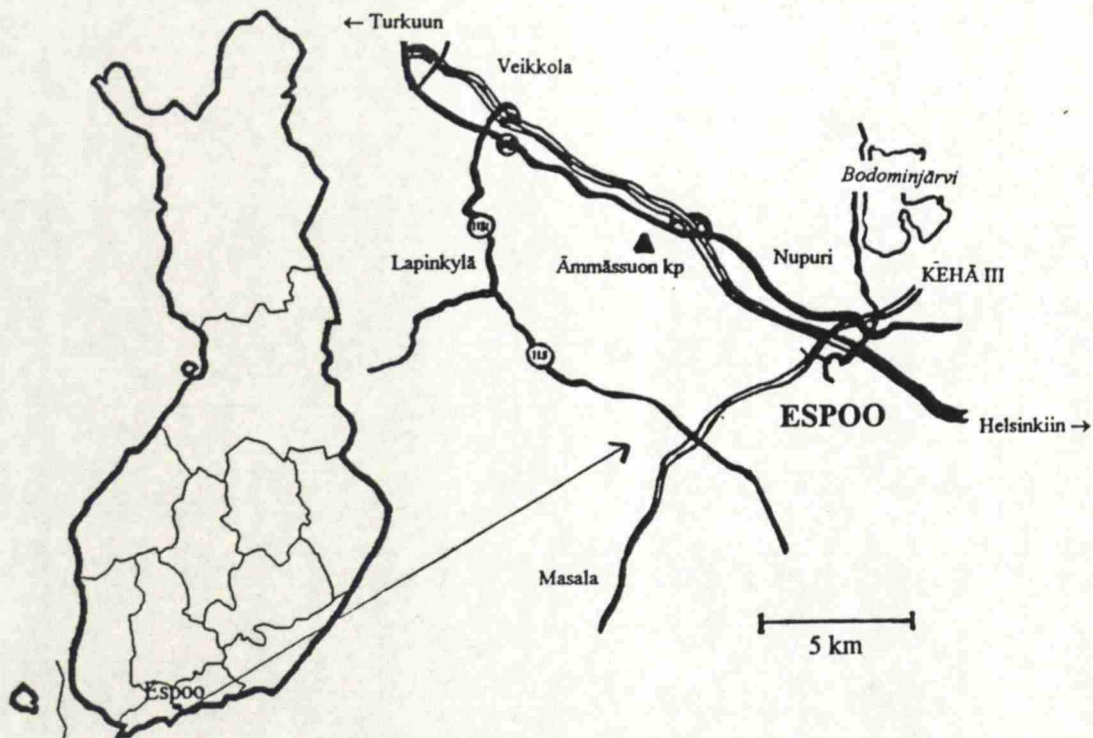
Kaksivaiheisen kierrätysjärjestelmän periaate (Doedens ja Cord-Landwehr,

## KOKEELLINEN OSA

## 5. TUTKIMUSKAATOPAIKAN KUVAUS

## 5.1. Yleistä

Tutkimuskaatopaikkana oli Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunnan (YTV) omistama Espoossa sijaitseva Ämmäsuon kaatopaikka, joka on tällä hetkellä ainoa pääkaupunkiseudulla käytössä oleva yhdyskuntajätteen kaatopaikka. Ämmäsuon kaatopaikan sijainti on esitetty kuvassa 15. Kaatopaikka otettiin käyttöön 1.9.1987. Tällöin jätettä alettiin viedä täyttöalueelle 1. Täyttöalueiden 1 ja 2 pohjat on pohjustettu muovikalvolla suotoveden pohjaveteen pääsyn estämiseksi. Aluetta 1 täytettiin 1.9.1987-31.10.1990. Alue 2 täytettiin kokonaan vuonna 1989 (16.2.-1.12.1989). Sen jälkeen jätettä on alettu läjittää alueille 3 ja 4, joilla täyttötoiminta jatkunee aina vuoteen 2003 saakka. Taulukossa 15 on esitetty alueiden 1-4 pinta-alat, tilavuudet ja läjitetyt jätemäärät. Talouslaman vaikutus näkyi myös kaatopaikkatoiminnassa vuosittaisen jätemäärän huomattavalla vähenemisellä (muutos vuodesta 1990 vuoteen 1992 melkein 200 000 t).



Kuva 15 Ämmäsuon kaatopaikan sijainti

Taulukko 15 Täyttöalueiden 1, 2 ja 3-4 alat, tilavuudet ja jätemäärät (alueen 3-4 jätemäärä vuoden 1994 lopussa)

Täyttöalue	pinta-ala (ha)	tilavuus (m <sup>3</sup> )	jätemäärä (t)
1	11.3	1 432 800	934 386
2	6.5	653 600	450 068
3-4	32.4		2 202 067
yhteensä alueet 1-4	50.2		3 586 521

Kaatopaikka-alueella on täyttöalueiden lisäksi asfaltoitu, vuonna 1992 rakennettu hyötykäyttöalue, jossa kompostoidaan biojätettä aumoissa. Hyötykäyttöalue otettiin käyttöön syyskuun alusta 1992. Se sijaitsee alueen 1 itäpuolella. Sitä laajennettiin kesällä 1994, ja laajennus otettiin käyttöön 15.9.1994. Hyötykäyttöalueen pinta-ala on nyt noin 6,9 ha, kun se ennen laajennusta oli 3 ha. Tällä hetkellä (1995) rakennetaan kaatopaikan laajennusalueen pohjaa. Kun laajennuksen 1. vaihe otetaan käyttöön, täyttöalueiden koko kasvaa 20 hehtaarilla. Tämän jälkeen laajennusvaraa on jäljellä vielä 50 hehtaaria. Koko kaatopaikkatilan pitäisi riittää vähintään 2030 asti. Kaatopaikan kartta on liitteenä 1.

## 5.2. Vesien johtaminen ja velvoitetarkkailu

Kaatopaikalla on sen käytön alusta lähtien ollut tasausallas ( $V = 16\,000\text{ m}^3$ ) suotovesien keräämiseen. Tasausaltaasta vedet on pumpattu viemäriverkkoon ja Espoon kaupungin Suomenojan puhdistamolle. Alueiden 1 ja 2 suotovedet on kerätty kaatopaikan pohjalta salaojaputkiin ja johdettu tasausaltaaseen täyttötoiminnan alusta lähtien (1.9.1987). 1.11.1988 alkaen myös täyttöalueiden 3 ja 4 vedet on johdettu tasausaltaaseen. Alueiden 1 ja 2 kalvon alapuoliset pohjavedet on aluksi johdettu tasausaltaaseen, mutta niiden suuren määrän ja puhtauden vuoksi toukokuussa vuonna 1988 rakennettiin kalvon alapuolisten vesien tasausaltaan ohitus. Siitä lähtien ne on johdettu ojaan kaatopaikan ulkopuolelle.

Kaatopaikka-alueen pohja-, pinta- ja suotovesiä on tarkkailtu vesiviranomaisten hyväksymällä tavalla 1988 ja 1989. Tarkkailuohjelma ei osoittautunut kuitenkaan tarkoituksenmukaiseksi. Siksi se uusittiin, ja uusi ohjelma hyväksyttiin Helsingin vesi- ja ympäristöpiirissä vuonna 1990. Uusi tarkkailuohjelma on ollut käytössä vuoden 1991 alusta lähtien. Näytteet otetaan pumpatusta vedestä 5-8 kertaa vuodessa. Vesientarkkailusta ovat huolehtineet Espoon kaupungin vesi- ja viemärilaitos (1988-1991) ja Vesi-Hydro Oy (1992-1993).



### 5.3. Täyttötapa

Kiinteät jätteet murskataan ja tiivistetään raskailla kaatopaikkajyrillä vaakatasossa noin 2-3 metrin korkuisiin kerroksiin. Jätteet peitetään sitä mukaa kuin jätepenger etenee. Välipeitto on noin 20 cm paksu maa- tai turvekerros. Ensimmäisenä on peitetty ulkoluisikat. Noin neljäsosalle alueista 1 ja 2 on tehty lopullinen pintakerros vuonna 1990. Pintakerroksessa on maata 0,5-1 m, jonka päällä on kasvualustaa 10-30 cm. Yksittäisistä jätelajeista rakennusjätteet on viety pääosin alueelle 3, joten alueilla 1 ja 2 on suhteessa alueeseen 3 vähemmän rakennusjätettä. Alueen 3 pohja on rakennettu rakennusjätteen avulla.

## 6. ÄMMÄSSUON KAASTOPAIKAN VESITASE

### 6.1. Aineisto ja menetelmät

#### 6.1.1. Sademittaustiedot

Kaatopaikalla ei ole ollut sademittaria ennen elokuun puoliväliä 1994, jolloin sinne asennettiin väliaikaisesti Vesihuoltotekniikan laboratorion uimuri-lappo -periaatteella toimiva piirtävä sademittari (keräysastian aukon pinta-ala 200 cm<sup>2</sup>). Tutkimushankkeen yksi tavoite oli sääaseman hankinta sateen seurantaan ja muiden säätietojen, kuten tuulen nopeuden ja suunnan, ilman lämpötilan ja kosteuden, keruuseen. Muita tietoja käytetään hyväksi muun muassa haihdunnan laskennassa ja sademittarin virheen korjauksessa. Automaattinen sääasema on joulukuussa 1994 toimitettu Vaisalasta testausta varten, ja sen asennuksen kaatopaikalle tulisi tapahtua noin helmi- tai maaliskuussa 1995.

Ämmässuolla olevan sademittarin keräysastiaan tullut vesimäärä mitattiin noin yhden ja kahden viikon välein. Lisäksi mittarin piirtämä sadekäyrä otettiin talteen. Mittarin antamia sademääriä on tutkimuksessa käytetty lähinnä vertailuaineistona Ilmatieteen laitoksen mittaamiin sademääriin keskimääräistä suurempien poikkeamien löytämiseksi.

Uimuri-lappo -mittari soveltuu vain vesisateiden mittaamiseen. Lumisateiden aikana tulosten luotettavuus on kyseenalainen. Mittarin virheiden korjaus on myös tuulennopeustietojen puuttuessa hankalaa. Siksi vesitaseen laskennassa on käytetty hyväksi Ilmatieteen laitoksen sadeasemien mittaustietoja. Lähin sadeasema sijaitsee Espoon Nupurissa. Nupurin aseman kaikkia mittaustietoja ei kuitenkaan ole saatavissa. Lohjan Porlan ja Helsinki-Vantaan lentoaseman sademittareiden etäisyydet Ämmässuon kaatopaikkaan ovat suunnilleen samat. Tutkimuksessa on päädytty käyttämään Lohjan sadeaseman mittaustietoja, koska aseman sijainti on parempi kuin Helsinki-Vantaan lentoaseman. Lohjan sademittari sijaitsee suojaisessa paikassa, jossa tuulen aiheuttama mittausrvirhe on minimissään. Mittari on tyypiltään Tretjakov (Solantie, 1995).

Kaatopaikan toimintavuosien (1987-1994) aikana havaitut vuosisadannat on laskettu Lohjan sadeaseman mittaustiedoista. Sadannan arviointiin tutkimusjakson 1.6.-30.11.1994 ja vuoden 1994 aikana käytettiin Lohjan sademittausaseman sadetietoja talvella, keväällä ja syksyllä. Kesäkuusta elokuuhun on sen sijaan käytetty Espoon Nupurin sadeaseman tietoja, koska se sijaitsee lähellä Ämmässuota. Kesällä sadannan korjauksessa tuulivirhettä ei juuri ole, joten Nupurin arvot olivat käyttökelpoisia. Sen



sijaan syksyllä tuulen voimakkuus yleensä kasvaa ja sen aiheuttaman mittausvirheen merkitys kasvaa. Nupurissa tuulen nopeutta ei ollut mitattu, joten tuulivirhettä oli vaikea arvioida. Lohjan aseman edullisen sijainnin vuoksi oli järkevää käyttää laskennassa Lohjan mittarin antamia sadetietoja muulloin kuin kesäkuukausina. Tretjakovin sademittarin tartuntavirhe on noin 5 %, kun yli 40 % sadannasta tulee alas vetenä. Kun lumen osuus kasvaa 60 %:iin, tartuntavirhe kasvaa 6 %:iin (Solantie, 1995).

#### **6.1.2. Suotovesimäärän mittaus**

Kaatopaikalla ei ole mitattu yksittäisten täyttöalueiden suotoveden määrää erikseen ennen tutkimushankkeen käynnistymistä 1.6.1994. Koko kaatopaikka-alueen vuotuiset ja kuukausittaiset pumpatut suotovesimäärät on mitattu tasausaltaan pumppaamon magneettisella virtaamamittarilla. Viemäriverkkoon pumpatut suotovesimäärät on kirjattu noin kuukausittain. Kalvon alapuolisia vesiä on mitattu mittapadolla, jota on tarkkailtu satunnaisesti. Vuoden 1995 alusta virtaaman mittaus tarkentui huomattavasti, kun alueiden 1 ja 2 ja kalvon alapuolisten vesien mittausjärjestelmän rakennustyöt valmistuivat ja mittaukset käynnistyivät. Täyttöalueiden 1 ja 2 virtaamia mitataan nyt jatkuvatoimisilla magneettisilla virtaamamittareilla ja kalvon alapuolisia vesiä automaattisesti pinnankorkeutta rekisteröivällä mittapadolla.

Vesitaseen määrittämiseen täyttöalueittain tarvittiin aluekohtaisia virtaamatietoja. Mittausjärjestelmän puuttuessa tutkimuksen aikana (kesäkuu-joulukuu) alueiden 1 ja 2 ja koko alueen hetkelliset virtaamat määritettiin astiamittauksina. Alueen 3-4 virtaama laskettiin koko alueen virtaaman ja alueiden 1 ja 2 virtaaman erotuksena, koska sitä ei pystytty erikseen mittaamaan. Astiamittauksessa käytettiin 10 ja 20 litran ämpäreitä, joiden täyttymisaika mitattiin sekuntikellolla useaan kertaan. Tuloksista laskettiin keskiarvo. Mittaustavan virhelähteitä ovat roiskunta astiasta ja kellonkäyttäjän reaktioaika. Mittauksia tehtiin kahdesta kolmeen kertaan kuukaudessa kesäkuun alusta marraskuuhun 1994. Joulukuussa suotovesivirtaamia ei voitu mitata, koska kaatopaikalla oli käynnissä automaattisten virtaamamittareiden asennustyöt.

#### **6.1.3. Jätetäytön kosteuspitoisuuden mittausmenetelmän valinta**

Jätteen kosteuspitoisuuden määrittämiseen ei ollut olemassa mitään valmista in situ -menetelmää. Gravimetrinen kosteudenmittaus oli ainoa käytettävissä oleva tarkka menetelmä, mutta sen ongelmana oli jätenäytteenoton hankaluus ja määrittämisen kertaluonteisuus. Jatkuvaan havainnointiin se ei siten sopinut. Tutkimushankkeessa



tavoitteena oli löytää sopiva in situ -kosteudenmittausmenetelmä jätetäytön varastotilan muutoksen mittaukseen.

Lopulliseen tarkasteluun valittiin kaksi Suomessa saatavilla olevaa maankosteuden mittaukseen käytettyä menetelmää, joiden tarkkuutta verrattiin gravimetrisen kosteusmäärittämiseen. Menetelmät olivat TDR (Time Domain Reflectometry) ja neutronisäteilyyn perustuva mittaus.

TDR:n soveltuvuutta kokeiltiin seuraavan menetelmän mukaisesti:

Täyttöalueelta 2 otettiin kesäkuussa 1994 10 jätenäytettä, jotka sullottiin tiiviisti salaojaputkiin ( $d_{\text{sisä}} = 9 \text{ cm}$ ,  $l = 25 \text{ cm}$ ) ja lähetettiin Oulun yliopiston Geotekniikan laboratorioon TDR-kosteusmäärittystä varten. Kun näytteet tulivat takaisin, niiden kosteus määritettiin gravimetrisesti kuivaamalla ne uunissa  $+75 \text{ }^{\circ}\text{C}$ :ssa. Tuloksia verrattiin TDR:n antamiin tuloksiin. Jätenäytteiden lisäksi Ouluun lähetettiin analysoitavaksi jätenäytteitä vastaavat 9 turvenäytettä, joiden kosteuspitoisuudet vaihtelivat.

Neutronimittaussondin soveltuvuutta kokeiltiin seuraavalla tavalla:

Kesäkuussa 1994 täyttöalueella 2 piti porata kaksi pientä havaintoputkea TKK:n Pohjarakennuksen ja maamekaniikan laboratorion kevyellä käsikairalla, mutta kaira ei mennyt jätteen läpi. Sen vuoksi jätenäytteitä kaivettiin 14.6.1994 kaivinkoneella kahdesta eri pisteestä täyttöalueelta 2. Alemmassa pisteessä kaivettiin vain noin 1,5 metrin syvyyteen ja ylemmässä pisteessä kaivettiin noin 3,5 metrin syvyyteen. Jätenäytteiden kosteuspitoisuudet määritettiin laboratoriossa gravimetrisesti. Kaivettujen pisteiden viereen (noin 1,5 m) porattiin VTT:n edellistä hieman järeämmällä porakonekairalla kaksi havaintoputkea neutronimittauksia varten. Kairauksilla päästiin sillä kertaa noin 2,5 metrin syvyyksiin. Pisteissä olevista havaintoputkista VTT:n Tie- ja geotekniikan laboratorio mittasi neutronimittarilla täytön kosteuspitoisuuden eri syvyyksillä 20.6.1994. Saatuja tuloksia verrattiin laboratoriossa mitattuihin.

Neutronimittari on kalibroitava eri materiaaleja varten erikseen, joten se kalibroitiin myös jätteelle ennen kuin edellisen mittauksen tulokset (kesäkuulta) pystyttiin laskemaan. Kalibrointi tehtiin yhteistyössä VTT:n Tie- ja geotekniikan laboratorion kanssa elokuussa 1994 mittaamalla tynnyriin sullotun jätteen kosteutta eri tiiviysasteilla ja vesipitoisuuksilla. Tynnyriin laitettiin ilmakeivää jätettä, johon mittauksen jälkeen lisättiin tietty määrä vettä. Kosteus mitattiin uudelleen. Lopuksi vettä lisättiin ylimäärin. Sen annettiin imeytyä jätteeseen, ja jäljelle jäävä osuus valutettiin pois. Tynnyrin sisältämästä jätteestä vietiin noin 5 kg:n otos Vesihuoltotekniikan laboratorioon gravimetristä

kosteusmäärittystä varten, jotta neutronimittauksen antamat lukemat pystyttiin yhdistämään oikeisiin kosteuspitoisuuksiin. Kalibrointiin tarvittavat jätteet haettiin Ämmässuon kaatopaikalta. Jätettä otettiin noin 500 kiloa.

#### 6.1.4. Havaintoputkien asennus kosteusmittausta varten

In situ -kosteudenmittausta varten kaatopaikalle piti asentaa 7 havaintoputkea alueelle 1 ja 6 putkea alueelle 2. Alunperin putkien piti ulottua lähelle pohjakalvoa, mutta kalvon työnaikaisen vaurioitumisen pelossa niiden loppusyvyys päätettiin jättää noin 3 m pohjan yläpuolelle. Putkien ulkohalkaisija oli 63 mm, ja ne olivat PVC-muovisia siiviläputkia. Porausurakoitsijana toimi Vesi-Hydro Oy. Poraukset aloitettiin kaatopaikalla täyttöalueella 1 24.11.1994, ja niiden oli määrä loppua kahden viikon kuluessa. Havaintoputkien asennus osoittautui kuitenkin oletettua vaikeammaksi jätetäytön heterogeenisuuden vuoksi. Poran terät hajosivat, työputket vääntyivät ja poran koneisto petti. Aikataulu venyi, tavoitepituudet jäivät saavuttamatta ja loppujen lopuksi havaintoputkia saatiin asennetuiksi 13:sta sijasta 9. Näytti siltä, että kyseisellä porauskalustolla 10 m syvyyden ylittäminen oli muutamaa poikkeusta lukuunottamatta ylitsepääsemätöntä. Vaihtoehtona olisi ollut porauskaluston vaihto kallioporauskaivojen teossa käytettävään laitteistoon, mutta reikien väärän koon vuoksi ja kustannussyistä siihen ei ryhdytty.

Porausten yhteydessä otettiin täytöstä jätenäytteitä syvyyksistä 0-3 m ja syvemmältä reiän syvyydestä riippuen joko yhdestä tai kahdesta syvyydestä. Näytteet otettiin erillisellä näytteenottoputkella, mikä hidasti porauksia syvältä täytöstä näytteitä otettaessa. Näytteet, jotka piti puhalttaa paineilmalla ulos putkesta, jäivät usein kiinni putken sisään, ja ne piti irrottaa käsin rautakangen avulla. Näytteet toimitettiin TKK:n Vesihuoltotekniikan laboratorioon kosteus- ja ainepitoisuuksien määrittystä varten. Taulukkoon 16 on merkitty alueittain tiedot havaintoputkista, asennuksen yhteydessä otetut näytteet ja niiden ottosyvyydet. Liitteessä 2 on täyttöalueiden kartta, johon on merkitty asennettujen havaintoputkien ja kahden reiän, joihin ei pystytty asentamaan putkia, mutta joista otettiin näytteet, sijainnit. Havaintoputkia käytetään kosteusmittauksen lisäksi kaasun määrän ja koostumuksen havainnointiin myöhemmin. Putkesta mitattavan kaasun vaikutussäteen arvioimiseksi kaksi putkea on molemmilla alueilla (1-6 ja 1-6B; 2-5 ja 2-5B) porattu vain 1,5 m etäisyydelle toisistaan.



Taulukko 16 Havaintoputkien asennuksen yhteydessä otetut näytteet

Putki	Putken pää maanpin- nasta (m)	Siivilän kärki maan- pinnasta (m)	Siivilän pituus (m)	Asennus- pvm.	Näytemäärä	Näytteenot- tosyvyydet (m)
<b>Alue 1</b>						
1-1	0.8	-9.2	7	1.12.94	5	0-3, 7-8, 9
1-6	0.5	-8.5	6	8.12.94	4	0-3, 7-8
1-6B	0.8	-7.2	4	8.12.94	4	0-3, 7-8
1-7	0.8	-8.2	6	1.12.94	4	0-3, 6-7
reikä 1-3	-	-	-	-	6	0-4, 7-8, 11
reikä 1-4	-	-	-	-	4	0-3, 7-8
<b>Alue 2</b>						
2-2	0.5	-11.5	9	13.12.94	5	0-3, 7-8, 10-11
2-3	1.0	-7.0	5	9.12.94	4	0-3, 6-7
2-4	0.8	-10.2	7	14.12.94	5	0-3, 7-8, 13.5
2-5	0.5	-11.5	9	15.12.94	5	0-3, 7-8, 10
2-5B	1.0	-13.0	10	19.12.94	3	0-3

### 6.1.5. Haihdunnan arviointi

Jätepenkereen pinnasta tapahtuva haihdunta piti alunperin laskea vesitaseen jäännöskomponenttina, mutta havaintoputkien asennukset tehtiin niin myöhäisessä tutkimuksen vaiheessa, että kahta eri vesipitoisuuden mittauskertaa ei ehditty toteuttaa. Varastotilan muutosta ei pystytty siten laskemaan, minkä vuoksi vesitaseessa oli kaksi tuntematonta komponenttia. Haihdunta päätettiin arvioida mitattujen astiahavaintojen avulla.

Helppo ja käyttökelpoinen haihdunnan mittaukseen perustuva määritysmenetelmä on Class-A -astiahaihdunnan käyttö. Kun sitä sovelletaan maa-alueelta tapahtuvan haihdunnan arvioimiseen, tulee mitatut astiasta haihtuneet vesimäärät esimerkiksi kertoa kuukaudesta riippuvalla kertoimella, jonka Vakkilainen (1981) on määrittänyt. Ilman korjausta astiahaihdunta yliarvioi tapahtuvan haihdunnan. Tässä tutkimuksessa haihdunnan arviointiin on käytetty lähimmän mittausaseman eli Vihdin aseman Class-A -



astiahaihdunnan tuloksia, jotka on saatu Vesi- ja Ympäristöhallituksen Hydrologian toimistosta. Haihdunta on korjattu Vakkilaisen (1981) antaman riippuvuuden mukaan.

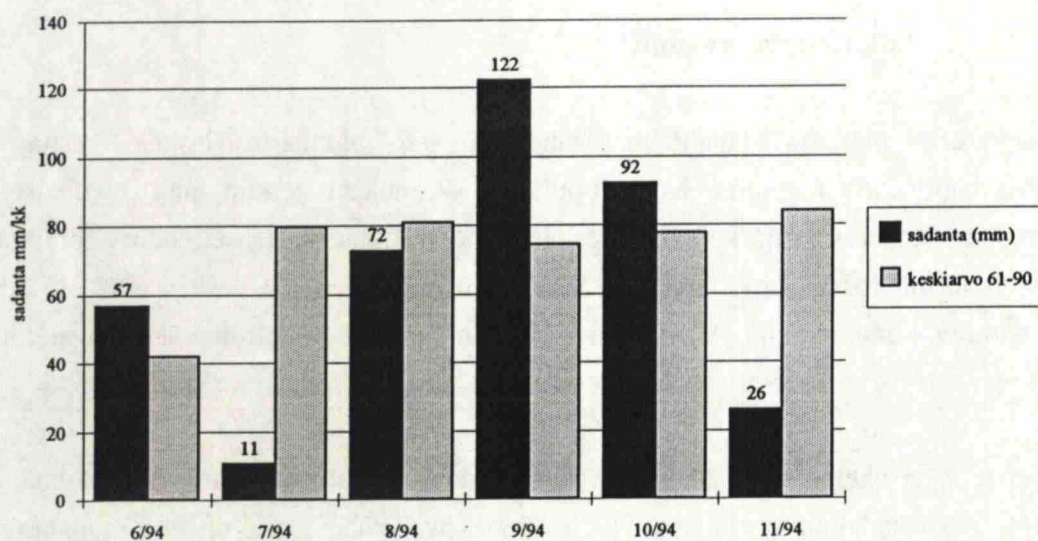
#### 6.1.6. Pintavalunnan osuus

Pintavalunnan osuus päätettiin tutkimuksessa jättää huomiotta, koska Suomessa käytännössä kaikki sadevesi joko imeytyy täyttöön tai haihtuu. Vain pari kertaa kesässä esiintyy sellaisia rankkasateita, joiden aikana pintavaluntaa tapahtuu (Karvonen ja Vakkilainen, 1995). Keväällä lumen sulaessa pintavaluntaa saattaa esiintyä, mutta tutkimusjaksoon 1.6.-31.12.1994 ei sisällynyt kevään osuutta.

### 6.2. Tulokset ja niiden tarkastelu

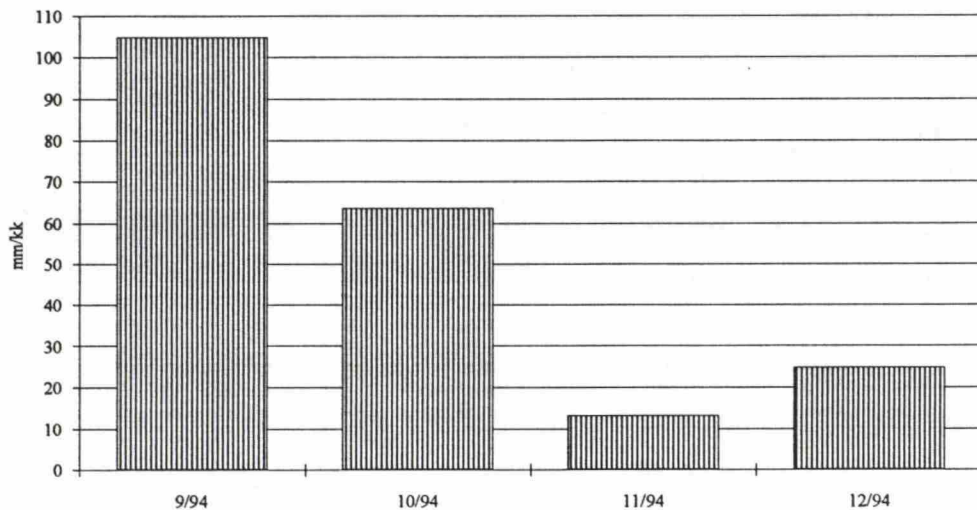
#### 6.2.1. Sadanta

Tutkimuksessa kuukausittaiset sadannat on korjattu vain tartuntavirheen osalta sateen tyypistä riippuen joko 5 tai 6 %:lla. 6 %:n korjausta on käytetty vain talviaikaan lumen osuuden ylittäessä 60 % kuukauden sadetiedoista. Kuvassa 16 on esitetty tutkimusjakson korjattu sadanta ja vertaus pitkän ajan keskiarvoon.

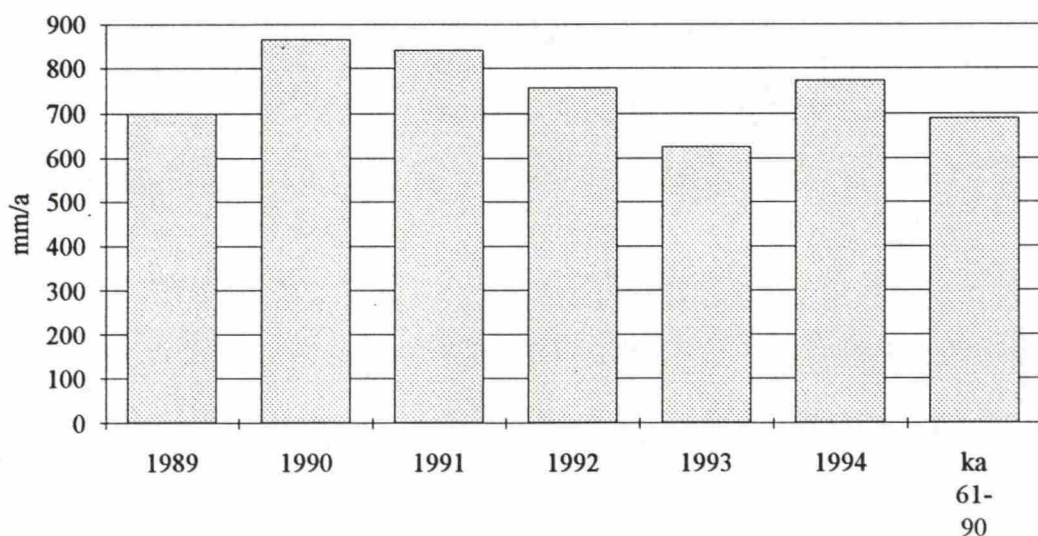


Kuva 16 Tutkimusjakson 1.6.-30.11.1994 korjatut sadannat ja vuosien 61-90 keskiarvo Lohjalla

Tutkimusjakson aikana heinäkuu ja marraskuu olivat poikkeuksellisen vähäsateisia. Syyskuussa taasen satoi tavallista runsaammin. Vertailuksi kuvassa 17 on esitetty Vesihuoltotekniikan oman sademittarin korjaamattomat kuukausisadannat. Kuvasta nähdään mittarin näyttämien arvojen poikkeavan yhä enemmän Lohjan arvoista vuoden lopun lähestyessä. Se johtuu mittarin sopimattomuudesta lumen mittaukseen ja syksyn tuulen aiheuttamasta tuulivirheestä. Sen sijaan syyskuun ja lokakuun sadannat ovat lähellä Lohjan arvoja, koska tuulivirheen vaikutus kesäaikaan on pienempi. Vuosien 1989-1994 korjatut sadannat Lohjalla on esitetty kuvassa 18.



kuva 17 Korjaamaton sadanta Ämmäsuon kaatopaikalla mitattuna uimuri-lappo - sademittarilla

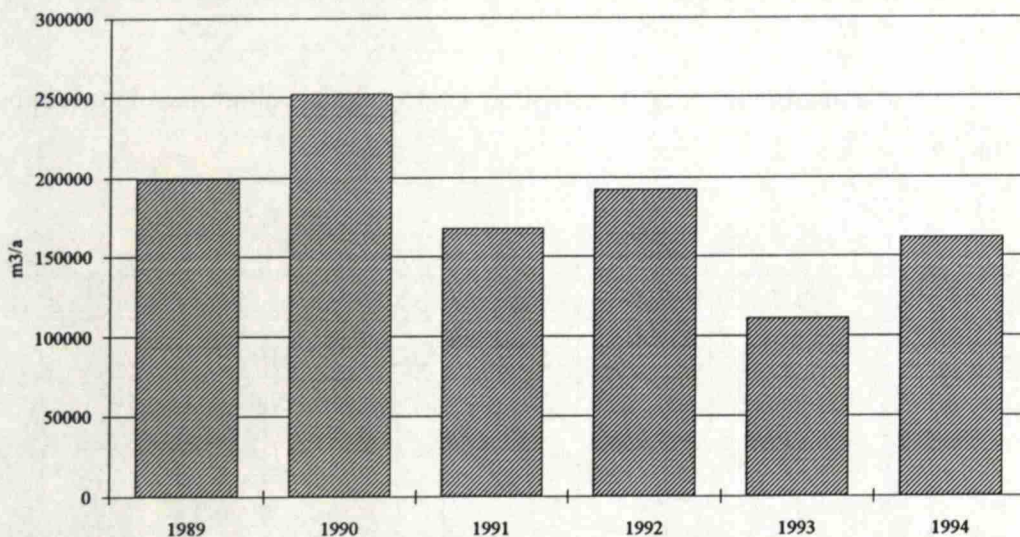


Kuva 18 Vuosien 1989-1994 korjatut vuosisadannat Lohjan asemalla



### 6.2.2. Suotovesimäärä

Vuosittaiset suotovesimäärät on arvioitu tasausaltaasta viemäriverkkoon pumpatun suotovesimäärän perusteella. Tasausaltaaseen johdetaan täyttöalueiden vesien lisäksi vastaanotto- ja asfaltoidun hyötykäyttöalueen vedet, joten niiden osuus on laskettu ja vähennetty pumpatusta vesimäärästä. Vastaanottoalueen pinta-ala on 1,3 ha. Hyötykäyttöalueen pinta-ala oli 1.9.1992-15.9.1994 3,0 ha ja 15.9.1994 lähtien 6,9 ha. Vuotuisesta sadannasta on laskettu vastaanotto- ja hyötykäyttöalueille kohdistuva vesimäärä. Asfaltti on tiivis, mutta pinnasta myös haihtuu ja kompostiaumoihin pidättyy vettä. Siksi valumiskertoimenä asfalttipinnasta on käytetty 0,8. Lasketut alueilta 1-4 vuosina 1989-1994 pumpatut vesimäärät on esitetty kuvassa 19. Taulukossa 17 on esitetty vuosina 1989-1994 pumpatut kokonaisvesimäärät ja lasketut alueiden 1-4 vesimäärät. Pumpatun veden osuuden sadannasta vuosittain on esitetty kuvassa 20. Vuoden 1988 pumpatun veden määrää ei ole voitu ottaa mukaan laskentaan, koska kalvon alapuoliset vedet on johdettu silloin kesäkuuhun saakka tasausaltaaseen ja niiden osuutta kokonaismäärästä ei tunneta. Vuodesta 1991 lähtien suotoveden osuudessa sadannasta havaitaan noin 15 % tason lasku. Se johtuu todennäköisesti alueiden 1 ja 2 peittämisestä ja haihduntaa lisäävän kasvillisuuden istutuksesta. Alueen 3 täyttötoiminta on myös päässyt täyteen vauhtiinsa 1991, jolloin jäte on absorboinut runsaasti vettä.



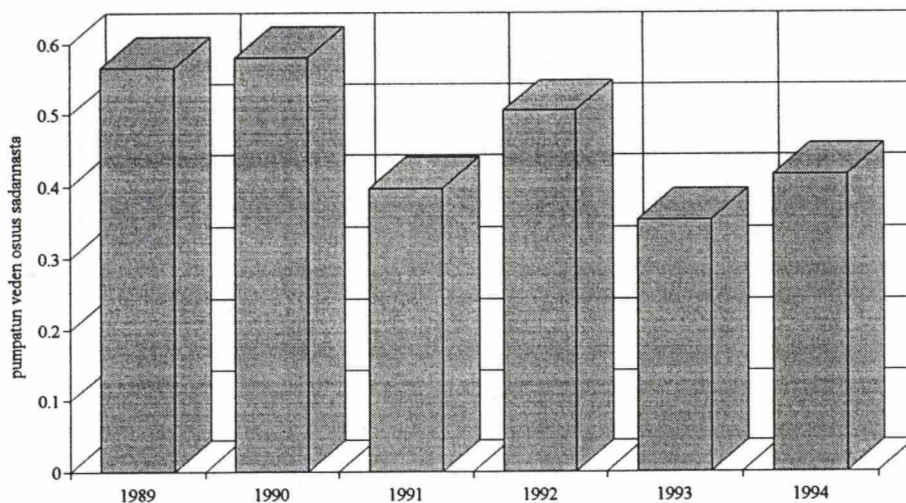
Kuva 19 Alueilta 1-4 pumpatut vesimäärät vuosina 1989-1994



Taulukko 17 Vuosina 1989-1994 pumpatut kokonaisvesimäärät ja alueilta 1-4 pumpatut vesimäärät

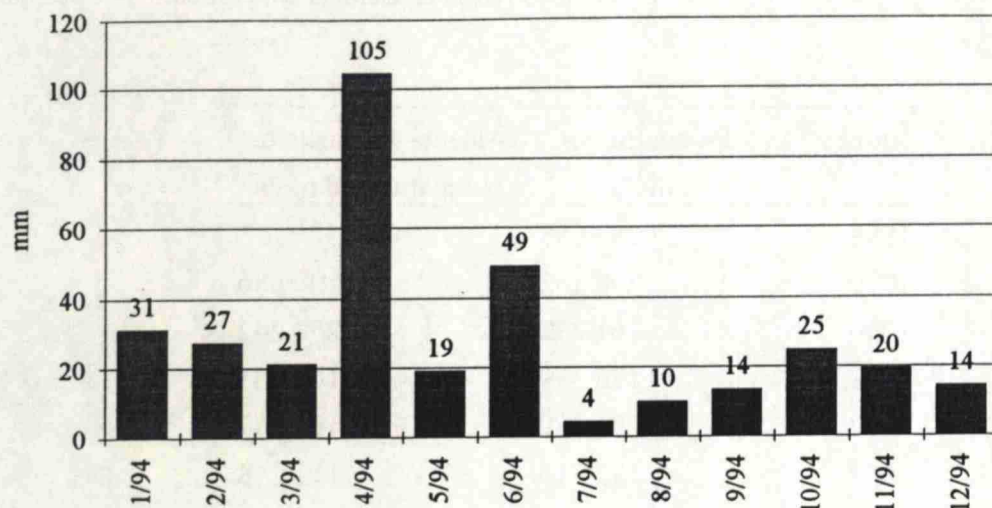
Vuosi	Pumpattu vesi m <sup>3</sup> /a	Alueilta 1-4 laskettu pumpattu vesi m <sup>3</sup> /a
1988	287 655	*
1989	206 362	199 086
1990	261 232	252 242
1991	176 319	167 581
1992	204 359	191 947
1993	132 710	111 148
1994	195 045	161 493

\* ei laskettu, koska kokonaismäärässä mukana kalvon alapuolisia vesiä



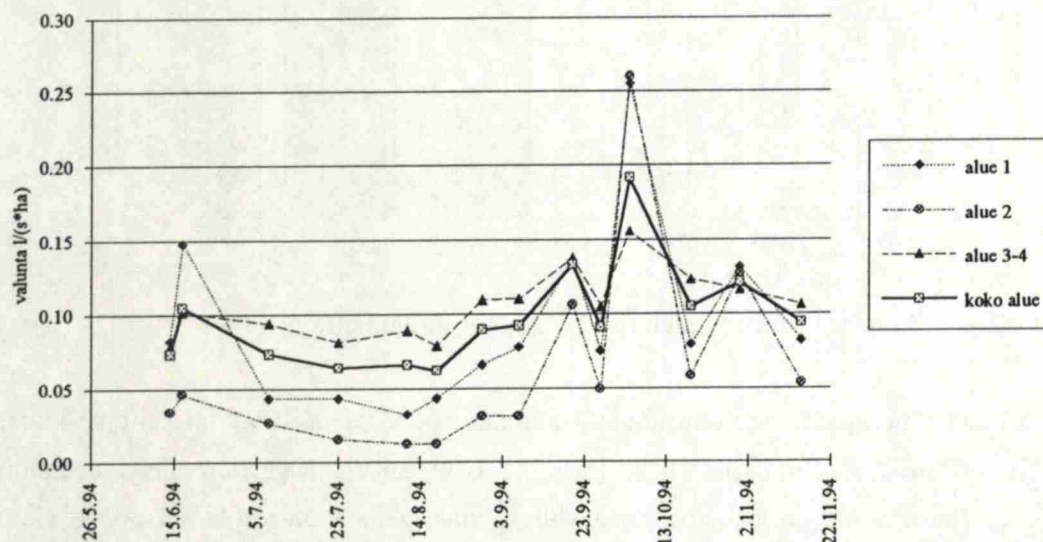
Kuva 20 Pumpatun suotoveden osuus sadannasta vuosittain

Kuukausittain pumpatut suotovesimäärät alueilta 1-4 vuonna 1994 on esitetty kuvassa 21. Ne on muutettu millimetreiksi, jotta ne ovat suoraan verrannollisia sadantaan. Kuukausittaiset arvot on laskettu vastaavalla periaatteella kuin vuotuiset arvot. Lumen sulamisen jälkeisen kevätvalun suuri osuus on nähtävissä huhtikuun pumpatuissa vesimäärissä. Toinen, noin puolet pienempi huippu on ollut kesäkuussa, jolloin satoi tavallista runsaammin. Sateeton heinäkuu näkyy myös pumpatuissa vesimäärissä.



Kuva 21 Vuonna 1994 kuukausittain pumpatut suotovedet alueilta 1-4 laskettuina alueiden pinta-alaa kohden

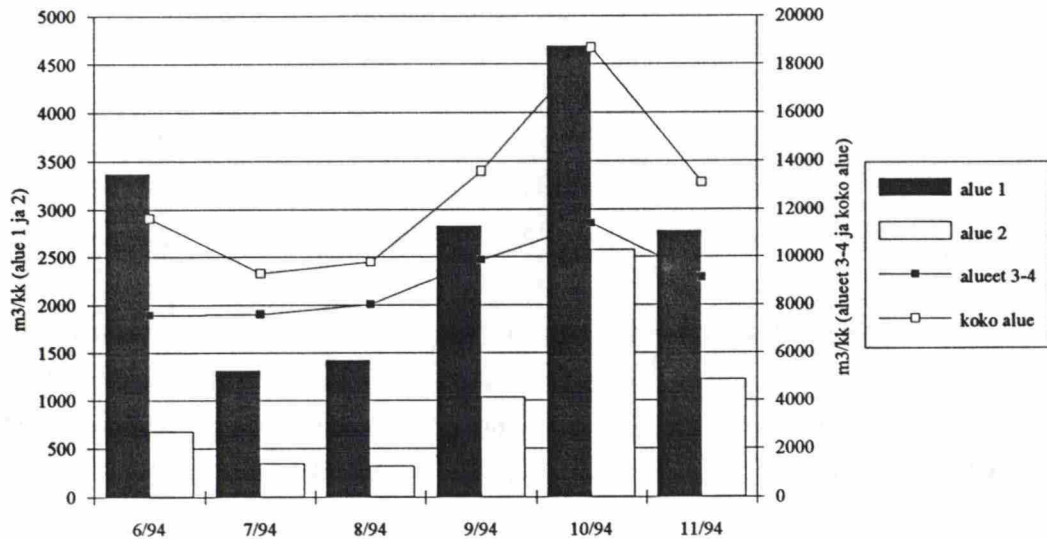
Tutkimusjakson aikana alueittain mitattu suotoveden valunta on esitetty kuvassa 22. Kesällä alueen 2 valunta oli hyvin pieni nousten sitten syksyllä huippulukemiin. Vaihtelu alueella 2 oli suurinta. Sen sijaan käytössä olevalta alueelta 3-4 tuleva valunta on ollut koko tutkimusjakson ajan melko tasaista nousten hieman syksyä kohden.



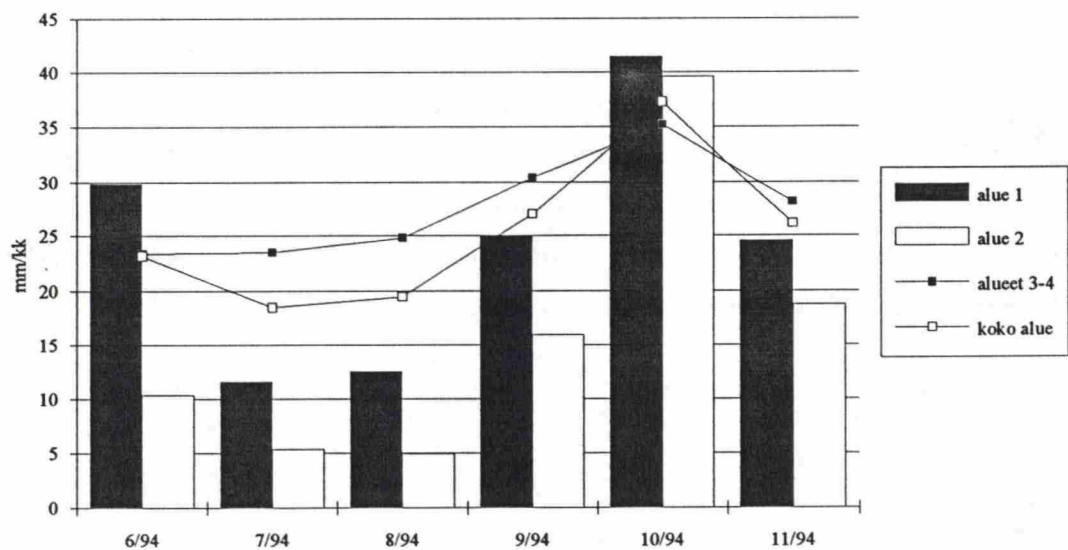
Kuva 22 Tutkimusjakson 1.6.-30.11.1994 mitattu suotoveden valunta ( $l/(s \cdot ha)$ ) alueittain.

Vesitaseen laskentaa varten tulee tietää keskimääräinen suotovesimäärä kuukausittain. Kuukauden suotovesimäärät on laskettu hetkellisten astiamittausten keskiarvona. Koska virtaamamittauksia on tehty melko harvoin (2-3 kertaa kuukaudessa), virheet ovat

todennäköisiä. Erityisesti syksyllä virtaamahuiput ovat saattaneet jäädä huomioimatta tai vaihtoehtoisesti niitä painotetaan liikaa vesimäärissä. Kuvissa 23 ja 24 ja taulukossa 18 on esitetty alueittain suotoveden virtaamat ( $\text{m}^3/\text{kk}$  ja  $\text{mm}/\text{kk}$ ) tutkimusjakson aikana.



Kuva 23 Tutkimusjakson 1.6.-30.11.1994 aikana mitatuista hetkellisistä arvoista lasketut kuukausivirtaamat



Kuva 24 Tutkimusjakson 1.6.-30.11.1994 aikana mitatut vesimäärät millimetreinä

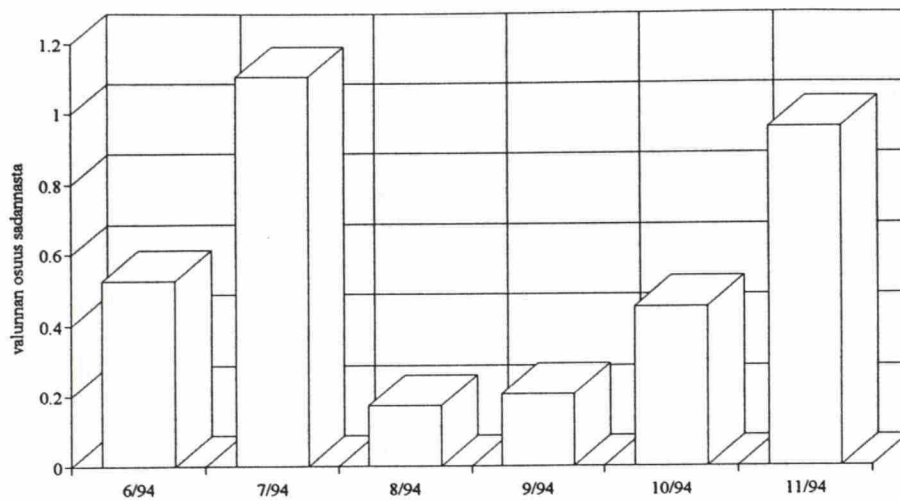


Taulukko 18 Tutkimusjakson 1.6.-30.11.1994 aikana mitatut vesimäärät (m<sup>3</sup>/kk ja mm/kk)

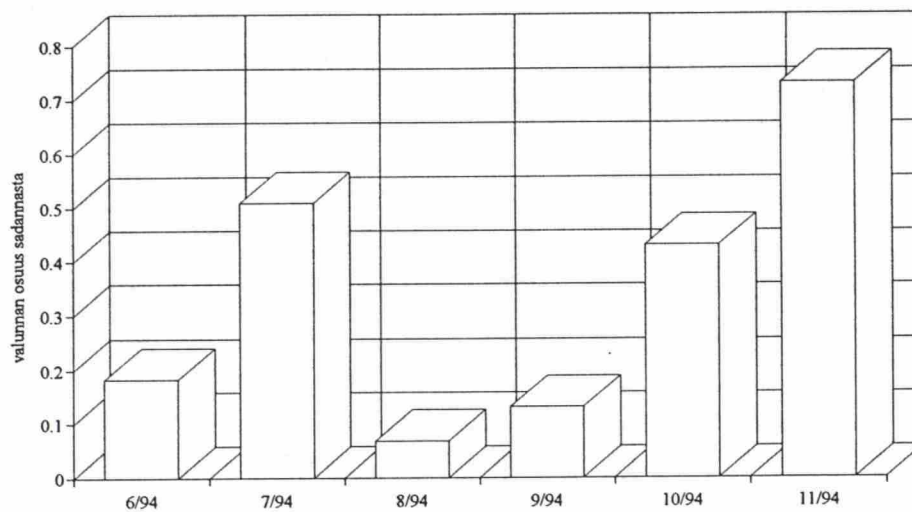
Aika	Alue 1		Alue 2		Alue 3-4		Koko alue	
	m <sup>3</sup> /kk	mm/kk	m <sup>3</sup> /kk	mm/kk	m <sup>3</sup> /kk	mm/kk	m <sup>3</sup> /kk	mm/kk
6/94	3 370	30	674	10	7 569	23	11 612	23
7/94	1 312	12	348	5	7 607	24	9 294	19
8/94	1 420	13	321	5	8 035	25	9 776	19
9/94	2 825	25	1 037	16	9 850	30	13 582	27
10/94	4 687	41	2 571	40	11 410	35	18 695	37
11/94	2 773	25	1 218	19	9 124	28	13 116	26

Kuten kuvista nähdään, tasausaltaasta pumpatut vesimäärät kuukausittain (kuva 21) ja mitatuista virtaamista lasketut kuukausivesimäärät (kuva 23) eivät täsmää. Melkein kaikki virtaamamittauksiin perustuvat koko alueen lasketut kuukausivesimäärät ovat suuremmat kuin pumpatut vesimäärät. Molemmissa laskelmissa on käytetty oletuksia, joten eron syytä on vaikea selvittää. Selvää on kuitenkin se, että kattamattomasta tasausaltaasta haihtuu kesäaikaan runsaasti vettä, joka vähentää pumpatun veden määrää, mutta ei näy tasaalastaaseen tulevassa määrässä. Sateen aikana tasaalastaan vesimäärä lisääntyy. Pumpatut vesimäärät eivät kerro todellista kuukausittaista vesimäärää, koska vettä ei pumpata tasaisesti kuukauden aikana.

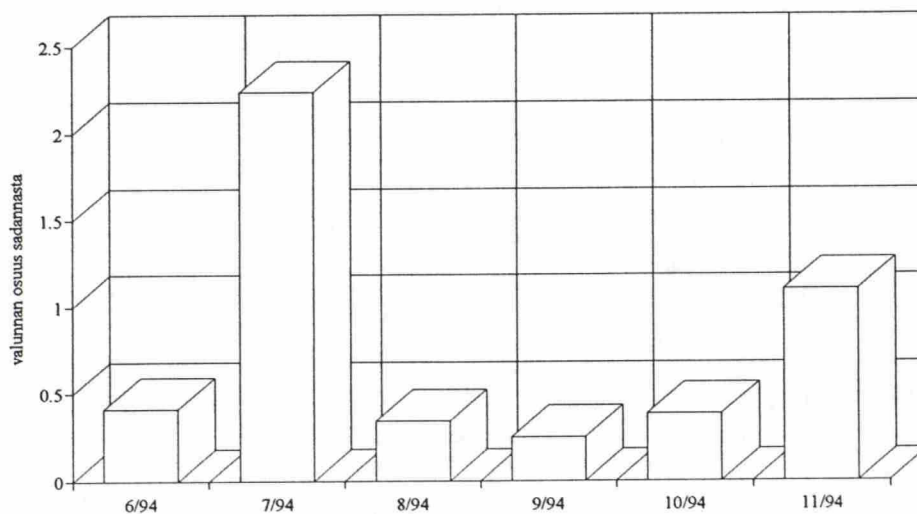
Valunnan osuus sadannasta on laskettu aluekohtaisesti ja koko aluetta kohden mitattujen virtaamien perusteella. Kuvissa 25-28 on esitetty alueiden valunnan osuudet sadannasta tutkimusaikana. Heinäkuussa 1994 satoi niin vähän, että valunnan määrä ylittää sadannan selvästi. Eritoten heinäkuussa jätetäyttöjen veden varastotila on vähentynyt, kun haihduntakin oli maksimissaan. Alueen 2 kesäaikainen valunta oli muihin alueisiin nähden pieni. Se voi johtua siitä, että kevään sulamisvedet ovat kulkeneet nopeammin alueen 2 kuin muiden alueiden läpi.



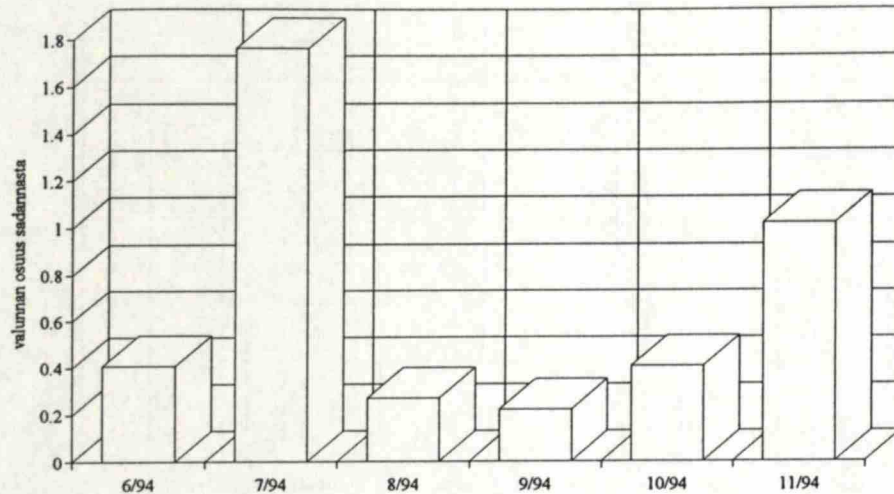
Kuva 25 Alueen 1 valunnan osuus sadannasta



Kuva 26 Alueen 2 valunnan osuus sadannasta



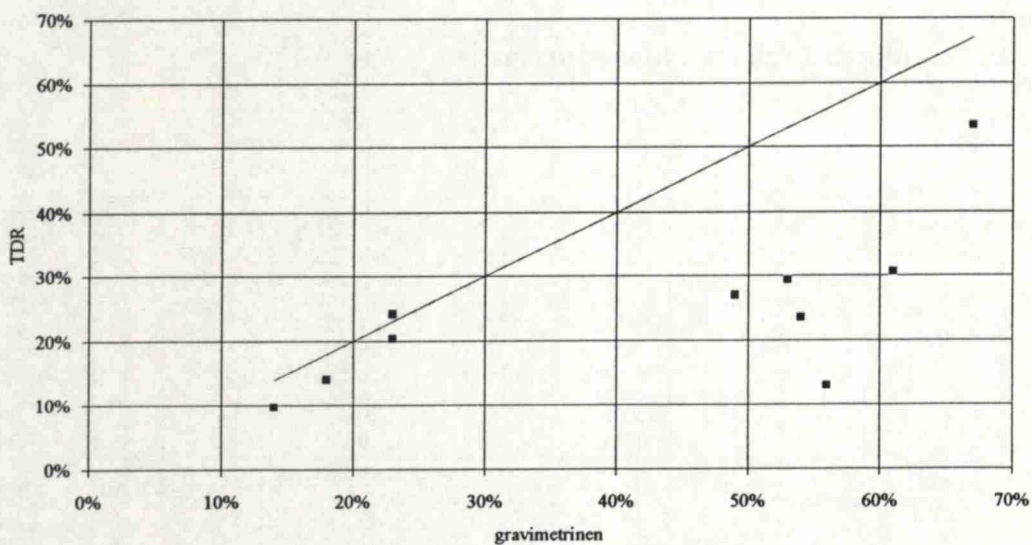
Kuva 27 Alueiden 3-4 valunnan osuus sadannasta



Kuva 28 Koko alueen valunnan osuus sadannasta

### 6.2.3. Kosteusmittaustavan valinta

Gravimetrisen kosteusmittauksen ja TDR-mittauksen antamia tuloksia samoista putkinäytteistä on verrattu kuvassa 29. Mukana ovat vain jätinäytteistä tehdyt määritykset. Suora kuvastaa optimitilannetta, jossa menetelmät korreloisivat keskenään täydellisesti. TDR-mittauksen vastaavuus gravimetrisen on hyvä matalissa vesipitoisuuksissa, kun kosteus on alle kenttäkapasiteetin. Vesipitoisuuden noustessa suureksi TDR-mittauksen tulokset poikkeavat huomattavasti gravimetrisestä mittauksesta.



Kuva 29 Gravimetrisen ja TDR-mittauksen putkinäytteille antamat vesipitoisuudet märkäpainosta



Neutronimittauksen ja laboratoriossa tehdyn gravimetrisen mittauksen vertailu on esitetty kuvissa 30 ja 31. Ylemmän mittauskohdan kosteuskakaumat ovat varsin samansuuntaisia sekä gravimetrisesti että neutronisondilla mitattuna. Vaihtelua esiintyy, mutta on syytä muistaa, että

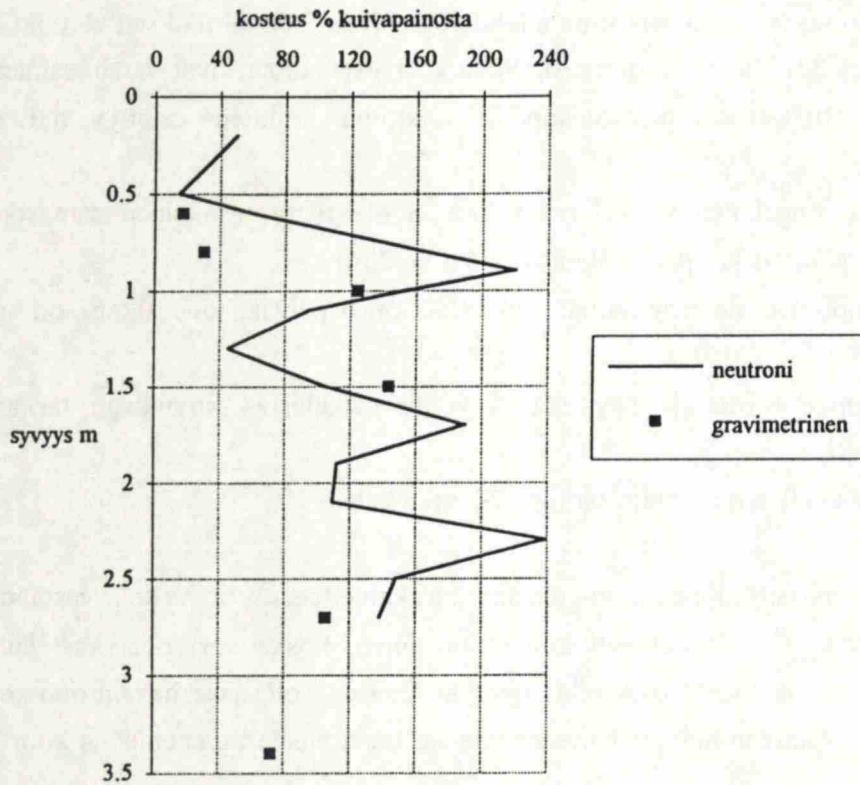
- teknisten ongelmien vuoksi mittauksia ei ole tehty täsmälleen samasta kohdasta (putken etäisyys kuopan keskipisteestä noin 2 m)
- näytteenoton ja neutronimittauksen välillä on 6 päivää, jona aikana on satanut (15 mm)
- kaivinkoneella otettuja näytteitä ei voida paikallistaa kovinkaan tarkasti tietylle syvyydelle
- neutronisondilla on mitattu tarkasti 20 cm:n välein.

Alemmassa mittauskohdassa ongelmana oli kaivettaessa orsiveden vastaantulo jo 1 metrin syvyydessä. Kaivaminen lopetettiin siihen, koska vesi olisi kastellut alemmat kerrokset eikä näytteistä olisi ollut hyötyä. Vieressä olevassa havaintoputkessa näkyy myös vesipitoisuuden huippu 1 m syvyydessä, tosin hieman pienempänä kuin kaivetussa kuopassa.

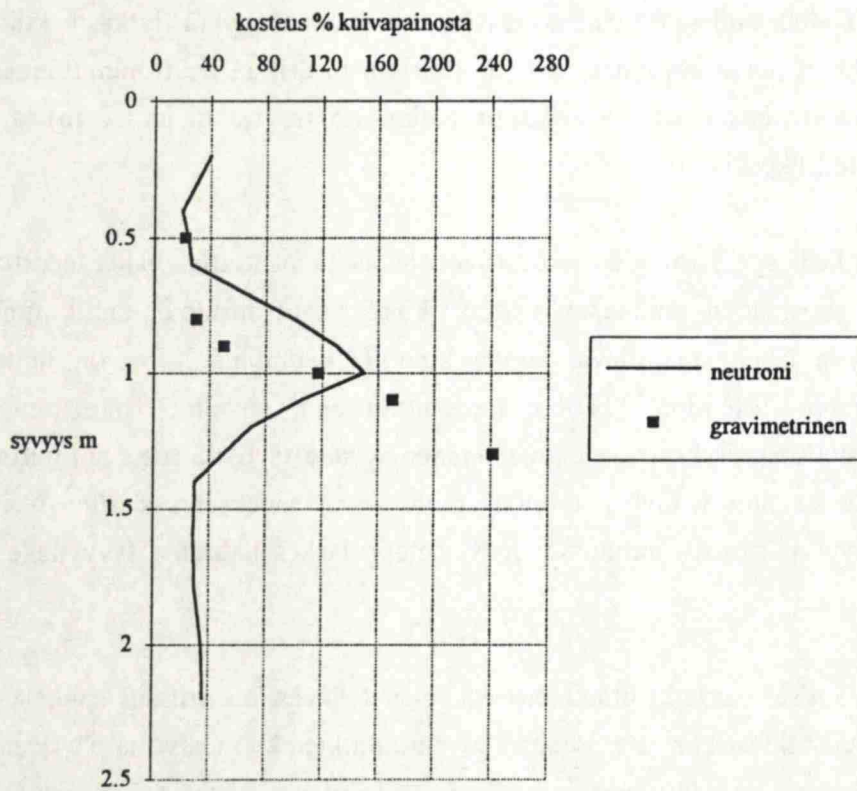
Tiheyden määrittäminen mittauspisteessä vaikuttaa merkittävästi neutronimittauksen antamaan tulokseen. Todellisuudessa kosteus täytössä ei vaihtelee yhtä jyrkästi kuin mittaus osoittaa. Jonkun tietyn syvyyden kosteus tulisikin määrittää neutronimittauksella siten, että pistearvoja otetaan useasta kohdasta (esim. 1,5 m, 1,3 m ja 1,7 m) ja lasketaan niiden painotettu keskiarvo.

Kahdesta kokeillusta kosteuden mittausmenetelmästä päätettiin valita neutronimittaus myöhemmää kosteuden mittausta varten, koska neutronisondi antoi gravimetrisia kosteustuloksia lähempänä olevia arvoja kuin TDR-mittaus ja se on mittaustapana yksinkertaisempi toteuttaa. TDR-kosteusmittaustapa soveltuu parhaiten pinnasta tehtäviin kosteusmäärittämiin. Sen soveltaminen syvältä täytöstä tehtäviin mittauksiin on hankalaa, koska anturi täytyy työntää mitattavaan ainekseen sisälle. Neutroni- ja gammasäteilyyn perustuva mittaussondi on helppo laskea halutulle syvyydelle mittausta varten.

Neutronimittauksen vertailu gravimetrisen menetelmään oli erittäin hankala ja vaikea tehtävä lähinnä teknisistä syistä. Pienten havaintoputkien kairaustyö ja näytteenotto siinä samalla osoittautui mahdottomaksi, minkä vuoksi samasta pisteestä oli mahdoton saada neutronimittausta ja näytteitä gravimetrisen mittaukseen. Eri pisteiden eri aikoina mitatun kosteustilan vertaaminen ei voi antaa kovin luotettavaa tulosta.



Kuva 30 Ylemmän mittauskohdan kosteuspitoisuudet neutronisäteilijällä ja gravimetrisesti mitattuina

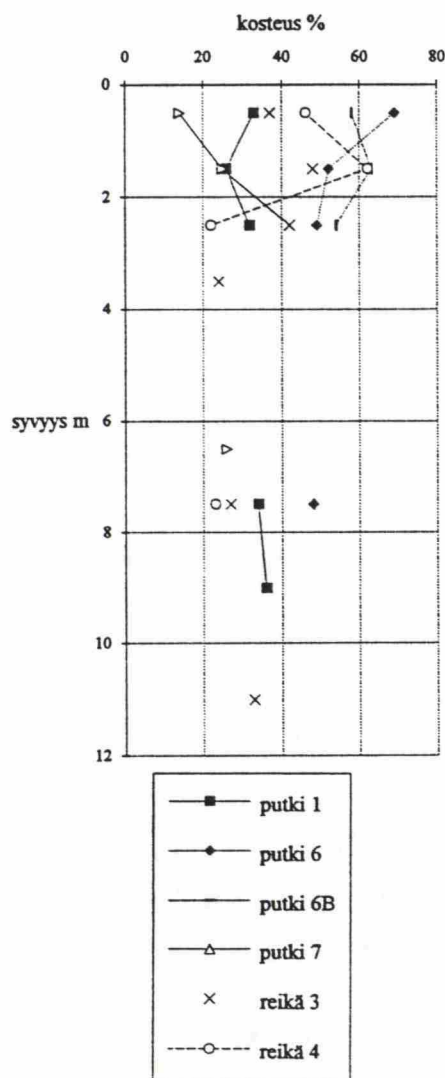


Kuva 31 Alemman mittauskohdan kosteuspitoisuudet neutronisäteilijällä ja gravimetrisesti mitattuina

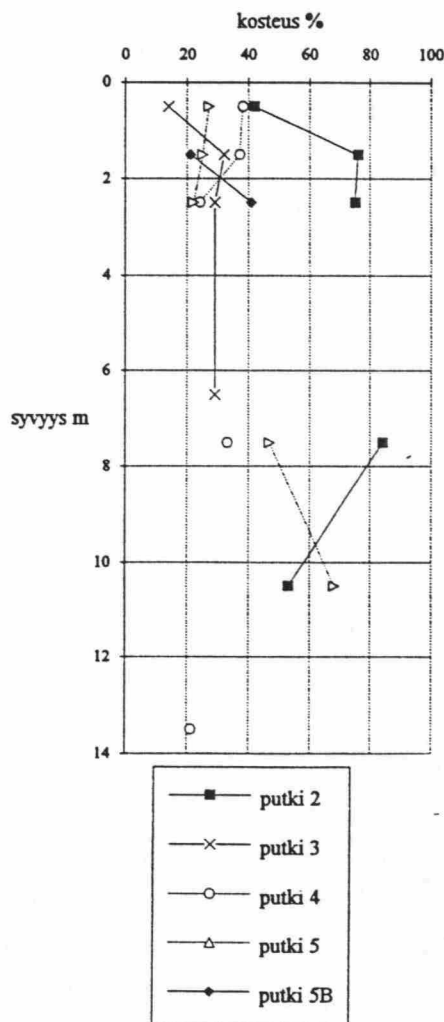
mittausmenetelmän soveltuvuudesta. Jatkossa neutronimittauksen soveltuvuudesta saadaan kuitenkin lisätietoa, koska joulukuun 1994 havaintoputkien porausten aikana parista mittausputkesta mitattiin kosteudet myös neutronilla. VTT:n tulosten raportointi ei vain ehtinyt tämän tutkimuksen aikatauluun. Tarkoituksena ei ollut edes etsiä absoluuttista kosteusarvoa antavaa menetelmää, vaan sellainen, joka pystyy mittaamaan luotettavasti kosteustilan muutosta mittauspisteessä, jonka olosuhteet ympäröivän aineen suhteen pysyvät suunnilleen vakiona.

#### 6.2.4. Jätetäytön vesimäärä

Havaintoputkien poraustyön yhteydessä otetuista näytteistä gravimetrisesti määritetyt kosteuspitoisuudet on esitetty kuvissa 32 ja 33.



Kuva 32 Alueen 1 kosteusjakauma  
märkäpainosta (%) joulukuussa 1994

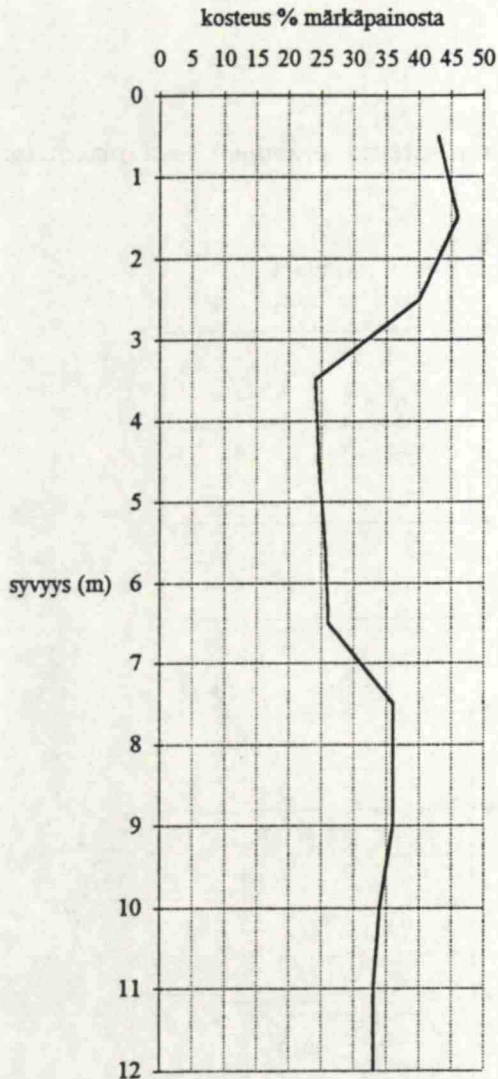


Kuva 33 Alueen 2 kosteusjakauma  
märkäpainosta (%) joulukuussa 1994

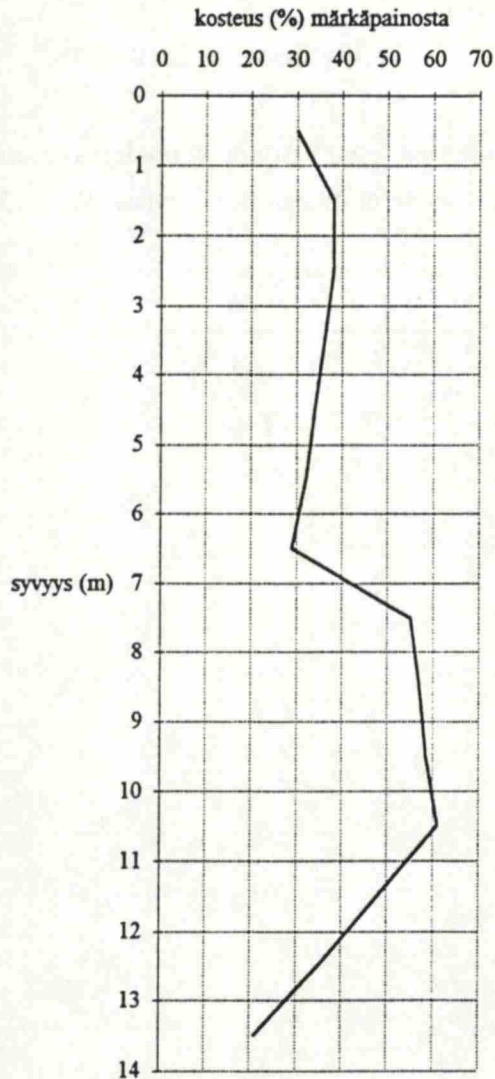


Kuvia 32 ja 33 vastaavat putkikohtaiset tiedot on esitetty taulukoituna liitteessä 3. Eri putkien kosteustulosten hajonta pienenee hiukan pinnasta syvälle mentäessä. Alueella 2 putki 2 osui orsivesikerrokseen. Siksi sen kosteus poikkeaa muista huomattavasti. Myös putken 5 pohjalla oli vapaata vettä. Alueella 1 putken 6 pohjalla jäte oli vetistä liejua.

Edellisistä yksittäisten putkien kosteuspitoisuuksista on laskettu alueiden 1 ja 2 keskimääräiset syvyyskohtaiset kosteuspitoisuudet, jotka on esitetty kuvissa 34 ja 35.



Kuva 34 Alueen 1 keskimääräinen kosteus märkäpainosta (%) joulukuussa 1994



Kuva 35 Alueen 2 keskimääräinen kosteus märkäpainosta (%) joulukuussa 1994

Kuvissa 34 ja 35 muiden kuin mitattujen syvyyksien tuntemattomat kosteuspitoisuudet on arvioitu lineaarisen interpoloinnin avulla. Kosteus on ilmaistu tonnia vettä/tonnia märkää jätettä. Jätteen ominaistilavuutena on käytetty arvoa  $1,45 \text{ m}^3/\text{t}$ , jonka perusteella on laskettu, kuinka paljon vettä jätekuutio sisältää ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) tietyllä syvyydellä.

Keskimääräisten kosteuskäyrien ja keskisyvyyden avulla on laskettu kummankin täyttöalueen keskimääräinen vesimäärä tilavuusyksikköä kohti. Alueiden tilavuudet tunnettiin, joten myös niiden kokonaisvesimäärät voitiin laskea. Taulukossa 19 on esitetty alueiden 1 ja 2 keskimääräiset vesipitoisuudet, vesimäärät ja kosteusprosentit joulukuussa 1994.

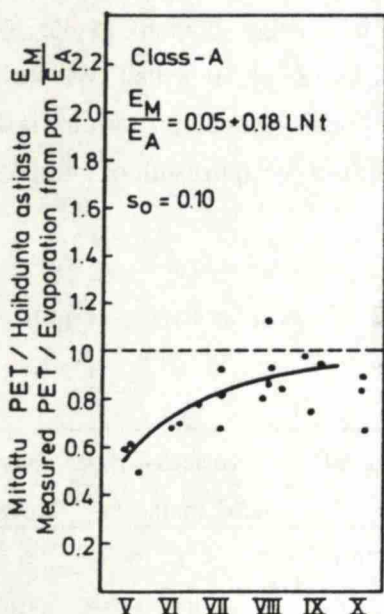
Taulukko 19 Alueiden 1 ja 2 keskimääräiset vesipitoisuudet, vesimäärät ja kosteusprosentit joulukuussa 1994

Täyttöalue	Vesipitoisuus (kg/m <sup>3</sup> )	Vesimäärä (t)	Kosteus-% märkäpainosta	Kosteus-% kuivapainosta	Kosteus til-%
Alue 1	232	332 166	36	56	23
Alue 2	282	184 328	41	69	28

Alueella 2 putkessa 2 oli orsivesikerros. Putken 2 kosteuspitoisuuden vaikutus alueen 2 kosteuspitoisuuteen tutkittiin herkkyyksianalyysin avulla. Ilman putken 2 kosteustuloksia täyttöalueen 2 keskimääräiset kosteusprosentit märkäpainosta ja kuivapainosta olivat 38 % ja 61 %. Blakeyn (1982) mukaan kaatopaikalle tulevan jätteen kosteus on noin 35 % kuivapainosta ja jätteen vedenpidätyskyky vaihtelee 16-27 % kuivapainosta. Kenttäkapasiteetti on välillä 51-62 % kuivapainosta (34-38 % märkäpainosta). Arvot vastaavat hyvin Ämmäsuon kosteusprosentteja kuivapainosta, kun otetaan huomioon putken 2 vaikutus. Orsivesi on irtonaista, täyttöön padottunutta vettä, joka ei vaikuta kenttäkapasiteettiin. Myös alueen 2 putken 5 ja alueen 1 putken 6 pohjalla näyte oli hyvin vetistä. Tchobanoglousin et al. (1993) antaman kaavan 7 mukaan laskettuna Ämmäsuon kenttäkapasiteetti syvyydellä 7,5 m on 50 % kuivapainosta. Laskennassa on käytetty tiheytenä 0,69 t/m<sup>3</sup>. Syvyydellä 5 m laskettu kenttäkapasiteetti on 53 % kuivapainosta. Kenttäkapasiteetti pienenee pohjaa kohti mentäessä. Pintakerroksessa vesipitoisuus vaihtelee pohjaa enemmän johtuen lähinnä sateista. Jätetäyttö padottaa vettä jätteen pintakerroksessa heti pintamaan alapuolella ja myös kenttäkapasiteetti on suuri. Siksi kosteuspitoisuus on jätetäytön yläosissa yleensä suurempi kuin alaosissa.

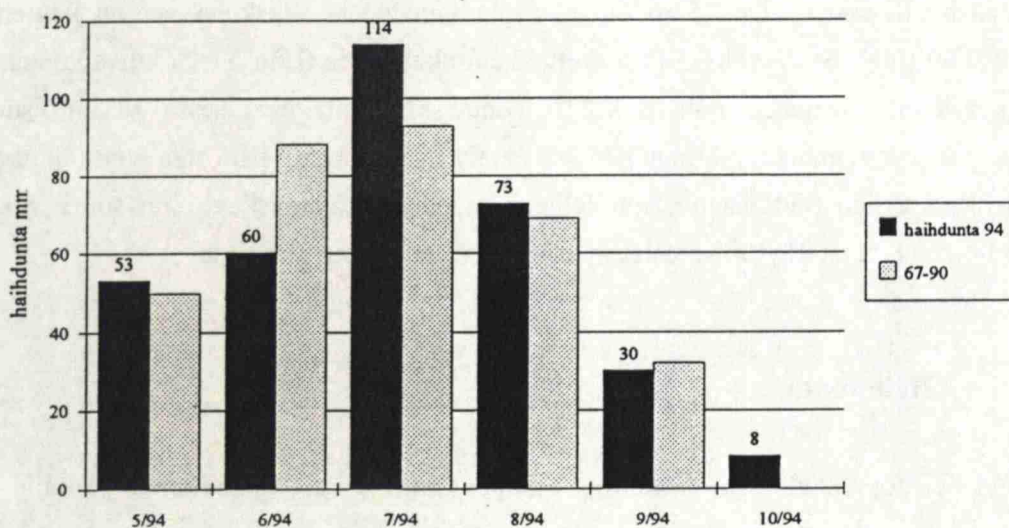
#### 6.2.5. Haihdunta

Haihdunta kaatopaikalta on laskettu Vihdin Class-A astiahaihdunnan antamista kuukausihaihdunnoista muuttamalla ne maa-alueelta tapahtuvaksi haihdunnaksi kuvan 36 antaman riippuvuuden mukaan (Vakkilainen, 1981).



Kuva 36 Mitatun potentiaalisen haihdunnan ja astiahaihdunnan välinen riippuvuus (Vakkilainen, 1981)

Vuonna 1994 Etelä-Suomessa maa-alueelta haihtunut vesimäärä ja vuosien 67-90 keskimääräinen haihdunta on esitetty kuvassa 37. Vuonna 1994 kesäkuun haihdunta on ollut tavanomaista pienempää ja heinäkuussa taas tavanomaista suurempaa. Kesäkuu oli melko viileä ja sateinen, kun heinäkuu oli sateeton ja helteinen. Viimeksi heinäkuussa on haihtunut yhtä paljon vuosina 1982 ja 1983. Vuoden 1994 maa-alueen haihdunta Etelä-Suomessa oli yhteensä 338 mm, kun esimerkiksi Etelä-Afrikassa vuotuinen haihdunta vaihtelee 1000-1500 mm välillä (Blight et al., 1991).

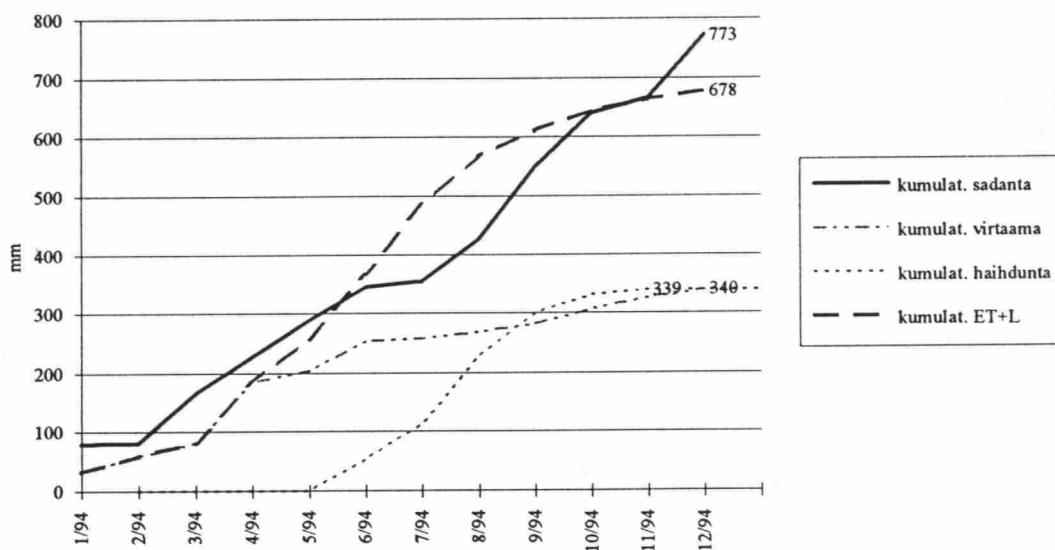


Kuva 37 Maa-alueen haihdunta Etelä-Suomessa vuonna 1994 ja vuosien 67-90 keskiarvo

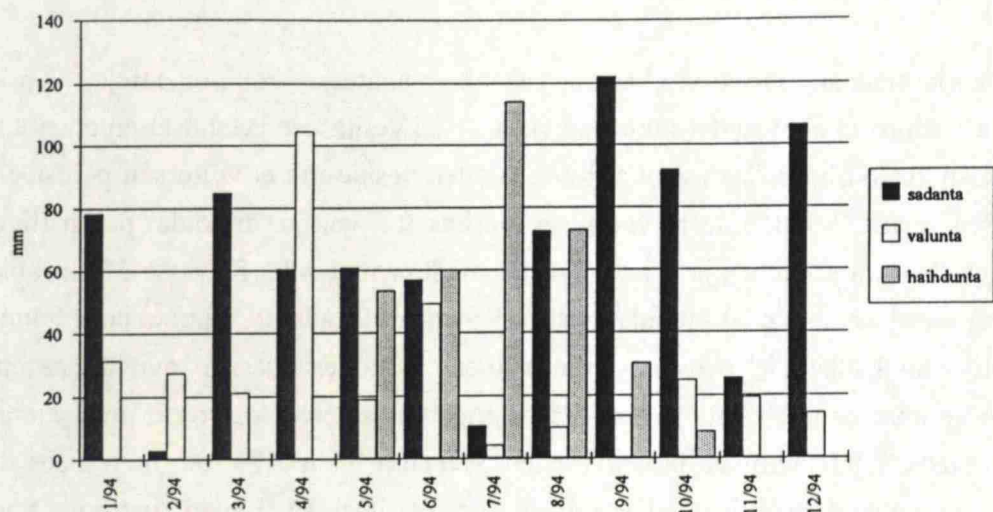


### 6.2.6. Kaatopaikan vesitase

Vesitaseen laskentaan tarvittiin kaikkia edellä mainittuja komponentteja. Koska varastotilan muutosta ei pystytty tutkimaan vielä, se jäi vesitaseen jäännöskomponentiksi. Tutkimuksen kesto oli puolisen vuotta, joten vuoden vesitasetta ei voitu sen perusteella laskea. Sen sijaan koko alueen vuotuista vesitasetta voitiin arvioida pumpattujen vesimäärien, Lohjan sadannan ja Class-A -astiahaihdunnan avulla. Kuvassa 38 on koko alueen vesitaseen komponentit kumulatiivisina. Kuvassa 39 sadanta, valunta ja haihdunta on esitetty kuukausittain pylväin. Pumpattujen suotovesimäärien avulla laskettu vuotuinen vesitase osoittaa, että varastotila kaatopaikka-alueella kasvoi 95 mm vuonna 1994. Vesimäärä jätetäytöissä lisääntyi siten yhteensä noin 47 700 m<sup>3</sup>. Toisaalta pumpatut vesimäärät näyttivät aliarvioivan suotovesimäärää jonkin verran. Asian tarkentamiseksi tulee jatkossa tarkkailla eri alueiden virtaamia ja tutkia hyötykäyttö- ja vastaanottoalueen vesimäärien todellinen osuus pumpatusta vedestä.

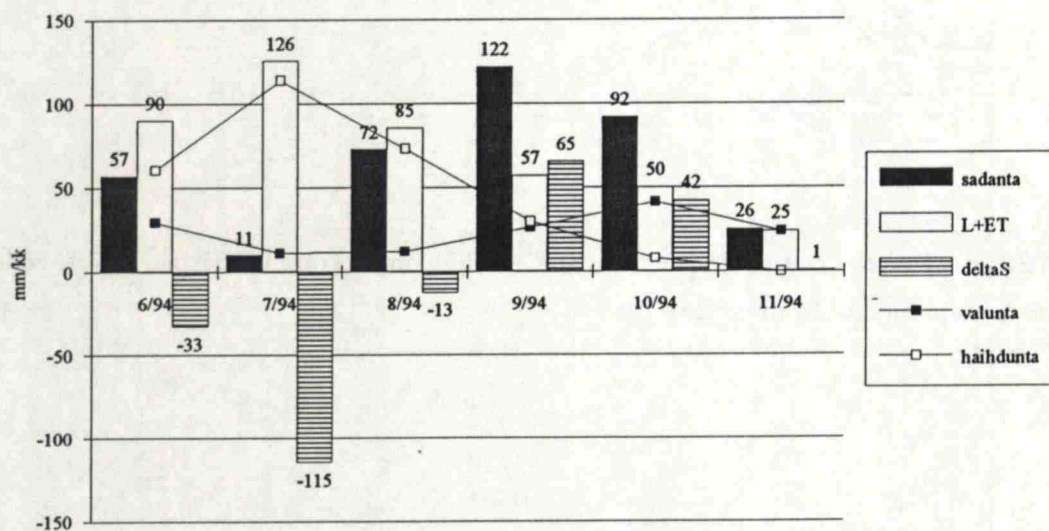


Kuva 38 Koko kaatopaikan vesitaseen komponentit kumulatiivisina (suotoveden määrä saatu pumpatuista määristä)

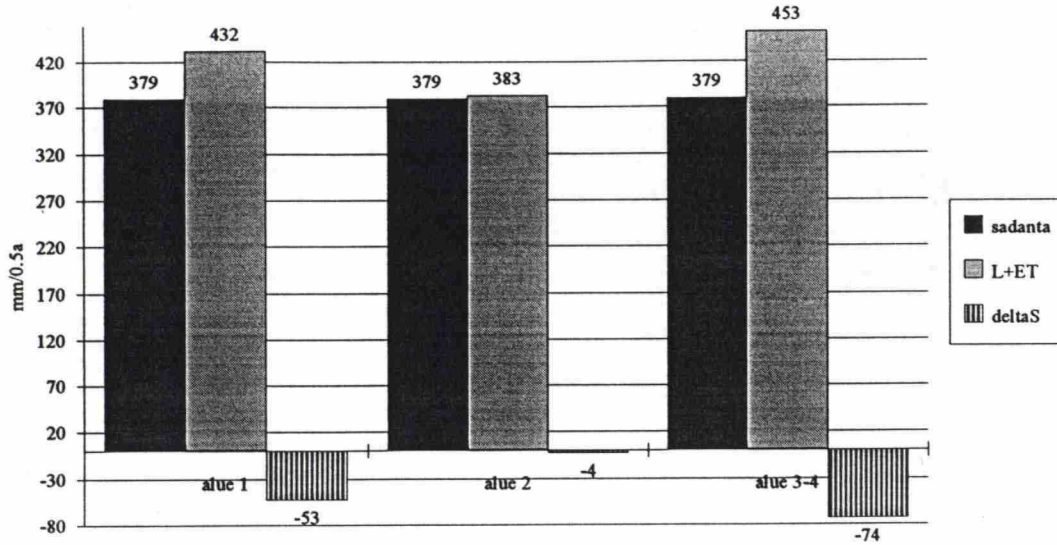


Kuva 39 Vuoden 1994 sadanta, valunta ja haihdunta koko alueella

Alueiden 1, 2 ja 3-4 kuukausittaiset vesitaseet ajalta 1.6.-30.11.1994 on esitetty kuvissa 40, 41 ja 42. Varastotilan muutos on saatu vähentämällä sadannasta haihdunta ja valunta. Kun tulos on negatiivinen, täytöstä poistuu vettä enemmän kuin sinne tulee. Kun tulos on positiivinen, vettä varastoituu täyttöön. Varastotilan muutos on laskettu jäännösterminä, joten kaikki laskelmien virheet ovat myös kasaantuneet siihen. Kesän aikana vesivarastoa on kulunut, mutta syysateiden alkaessa ja haihdunnan pienentyessä vesivarasto on alkanut taas täyttyä. Tutkimusjakson aikana puolivuosisitasolla (kuva 43 ja taulukko 20) varastotila on pienentynyt etenkin alueilla 1 ja 3-4. Alueen 2 varastotila sen sijaan on suurin piirtein ennallaan, vaikka jakson aikana muutoksia on tapahtunut.



Kuva 40 Alueen 1 vesitase, jossa L = suotoveden valunta, ET = evapotranspiraatio, deltaS = varastotilan muutos



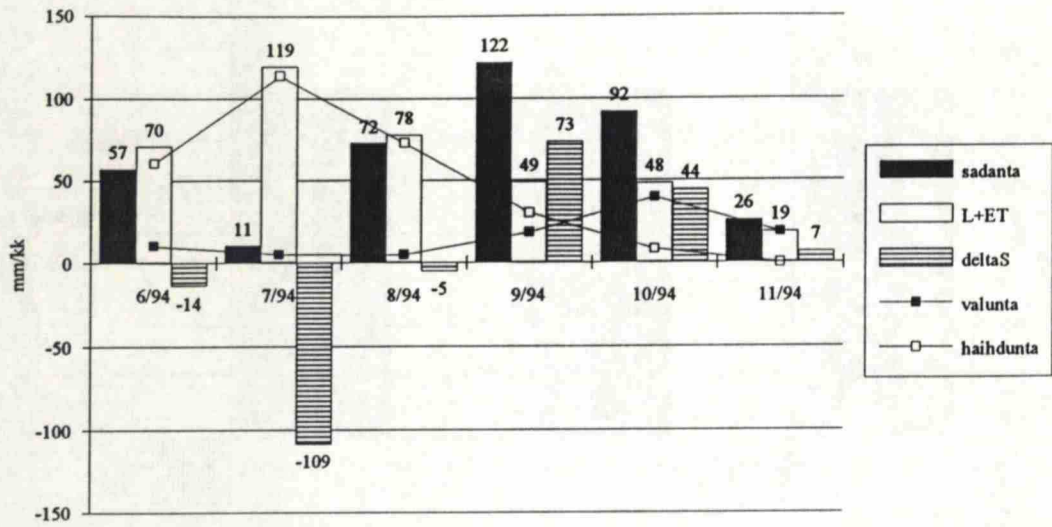
Kuva 43 Alueiden 1, 2 ja 3-4 vesitase puolen vuoden aika-askeleella (1.6.-30.11.1994)

Taulukko 20 Tutkimusjakson 1.6.-30.11.1994 aikaiset alueiden 1, 2 ja 3-4 vesitaseet

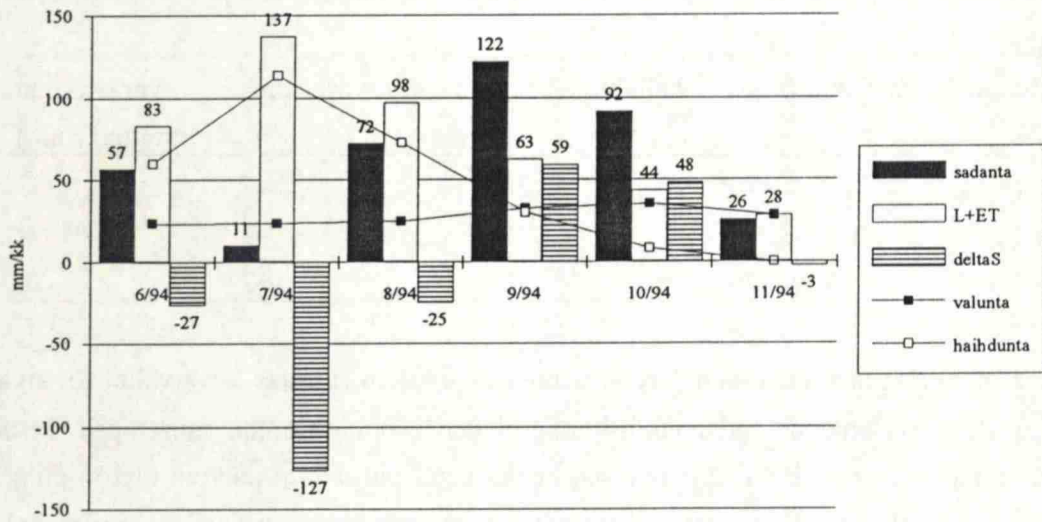
Täyttöalue	sadanta (mm)	haihdunta (mm)	suotovesi (mm)	varastotilan muutos (mm)
Alue 1	379	285	147	-53
Alue 2	379	285	97	-4
Alue 3-4	379	285	167	-74

Alue 2 on verrattuna alueeseen 1 jyrkkärinteisempi, joten runsaan kevätvalunnan aikana alueen 2 pintavalunta on todennäköisimmin alueen 1 pintavaluntaa suurempaa. Lisäksi täytössä tapahtuu veden vaakavirtauksia, koska vettä purkautuu paikoin täytön pintaan. Heinäkuussa alueen 2 suotovesivirtaamat olivat suhteessa muihin alueisiin paljon pienemmät. Siitä johtuneen pääosin alueen 2 varastotilan pysyminen ennallaan. Alueen 2 pohjan kaltevuus on suuri verrattuna muihin alueisiin, mistä johtuen kevään suotautuneet vedet valuvat nopeasti ulos täytöstä. Muut alueet padottavat vettä kauemmin täytössä ja purkavat kevään vesiä vielä kesällä ulos täytöstä. Alueiden 1 ja 2 lopulliset pintarakenteet, joita on neljäsosalla alueista, eivät juuri estä veden pääsyä jätetäyttöön.





Kuva 41 Alueen 2 vesitase, jossa L = suotoveden valunta, ET = evapotranspiraatio, deltaS = varastotilan muutos



Kuva 42 Alueen 3-4 vesitase, jossa L = suotoveden valunta, ET = evapotranspiraatio, deltaS = varastotilan muutos

## 7. ÄMMÄSSUON KAATOPAIKAN AINETASE

### 7.1. Aineisto ja menetelmät

#### 7.1.1. Vesitaseen tiedot

Ainetaseen laskennan pohjana tulee pitää vesitaseen määrittämistä, koska jätetäytöstä ulos tulevat ainekuormat ovat sidoksissa veden määrään. Vesitasetta on tarkasteltu luvussa 6, joten tarvittavat tiedot saadaan siitä.

#### 7.1.2. Suotovedestä tehdyt analyysit

Suotovesinäytteitä otettiin alueen 1, alueen 2 ja alueiden 1-4 vesistä noin kaksi kertaa kuukaudessa. Näytteet otettiin pestyihin polyeteenipulloihin ja analysoitiin TKK:n Vesihuoltotekniikan laboratoriossa. Siellä niitä säilytettiin jääkaapissa noin +4 °C:ssa. Kentällä näytevesistä mitattiin lämpötilat. Laboratoriossa niistä määritettiin kemiallinen hapenkulutus (COD), biokemiallinen hapenkulutus (BOD), haihtuvat rasvahapot (VFA), kokonaisfosfori, ammoniumtyppi ( $\text{NH}_4$ ), kokonaistyyppi, pH, sähkönjohtavuus ja alkaliteetti. Taulukossa 21 on lueteltu analyysit ja niiden määrittystapa.

Taulukko 21 Suotovesistä tehdyt analyysit ja niiden määrittystapa

Analyysi	Menetelmä
BOD <sub>7</sub>	SFS 5508
COD <sub>Cr</sub>	SFS 5504
kokonaisfosfori (kok-P)	SFS 3026
kokonaistyyppi (kok-N)	SFS 5505
ammoniumtyppi ( $\text{NH}_4$ -N)	$\text{NH}_4$ -N -elektrodi
pH	SFS 3021
sähkönjohtavuus	SFS-EN 27888
haihtuvat rasvahapot (VFA)	Department of the Environment, 1972
alkaliteetti	SFS 3005

Näytteenottokertojen 4.10.1994 ja 31.10.1994 näytteistä (yhteensä 6 kpl) teetettiin raskasmetallianalyysit Geologian tutkimuskeskuksessa. Molempien päivien vesinäytteistä tehtiin myös toksisuuskokeet, joista on kerrottu luvussa 7.1.4. Raskasmetallit analysoitiin tarkoituksella samoilla kerroilla, jotta voitiin etsiä vastaavuutta toksisuuskokeiden tuloksiin. Raskasmetallianalyysi tehtiin monialkuaineanalyysina suodatetusta ja tyyppihapolla kestäväidystä vesinäytteestä ICP-MS -tekniikalla. Alueiden 1, 2 ja koko alueen suotovesinäytteistä analysoitiin seuraavat metallit: alumiini (Al), arseeni (As), kadmium (Cd), koboltti (Co), kromi (Cr), kupari (Cu), nikkeli (Ni), lyijy (Pb), sinkki (Zn), rauta (Fe) ja mangaani (Mn).

### **7.1.3. Jätenäytteiden analysointi**

Kesäkuussa neutronimittauksen testausta varten otetuista jätenäytteistä määritettiin kosteuden lisäksi orgaanisen aineen määrä hehkuttamalla näytteitä 550 °C:ssa standardin SFS 3008 mukaan. Havaintoputkien asennuksen yhteydessä joulukuussa 1994 otetuista jätenäytteistä määritettiin kosteuspitoisuus ja osasta näytteitä kokonaistyyppi ja -fosfori. Viljavuuspalvelu Oy analysoi 18 näytteen kokonaisfosforin kuivapolttamalla sen ja uuttamalla tuhkan suolahappoon, jonka jälkeen määrittäminen tehtiin ICP-plasmalla. Kokonaistyyppi määritettiin Kjeldahl-menetelmällä. Näytteiden esikäsittelyssä homogenisointi tuotti ongelmia, koska jättemateriaali itsessään oli niin heterogeenista. Myllyn, jolla revitään jätettä, tulisi olla yhtäaikaan murskaava, leikkaava ja repivä. Käytännössä tässä tapauksessa muovi oli leikattava käsin. Analysoitavaksi lähetetyt jätenäytteet oli otettu alueilla 1 putkista 1, 6 ja 7 ja alueilla 2 putkista 2, 3 ja 4. Ne edustavat vain rajoitettua osaa jätteestä.

### **7.1.4. Toksisuuskokeet**

Toksisuuskokeissa tutkittiin suotoveden vaikutusta Suomenojan jätevedenpuhdistamon lietteen toimintaan, koska Ämmäsuon vedet johdetaan sinne käsiteltäviksi. Kokeet tehtiin standardien ISO 8192 ja 9509 mukaan. Hapenkulutuksen inhibitiokokeessa (ISO 8192) tutkittiin suotoveden vaikutusta heterotrofeihin mikrobeihin. Nitrifikaation inhibitiokokeessa (ISO 9509) tutkittiin suotoveden vaikutusta autotrofeihin mikrobeihin. Nitrifikaatio on vaikeimmin hallittava typenpoiston osaprosessi jätevedenpuhdistamoilla ja vaikuttaa eniten typenpoiston kustannuksiin. Siksi on erityisen tärkeää tunkea sitä häiritsevät tekijät.



Inhibitiokokeet tehtiin heinä-, loka- ja marraskuussa 1994. Kokeita varten kerättiin erikseen alueiden 1 ja 2 suotovesiä ja tasausaltaaseen tulevaa koko alueen (alueet 1-4) vettä. Aktiiviliete, jonka herkkyttä tutkittiin, haettiin Espoon kaupungin Suomenojan jätevedenpuhdistamolta nitrifioivalta koelinjalta. Kuvat koejärjestelyistä on esitetty liitteessä 4.

Aktiivilietteen hapenkulutuksen inhibitiokokeessa tutkittiin aktiivilietteen hapenkulutuksen muutoksia suotoveden pitoisuuden funktiona, ja tavoitteena oli määrittää esimerkiksi 25 % ja/tai 50 %:n inhibitioon tarvittava suotoveden pitoisuus. Hapenkulutuksen inhibitioprosentti saatiin vertaamalla testiastian hapenkulutussnopeutta kontrolloastian vastaavaan. Hapenkulutus mitattiin 30 minuutin ja 3 tunnin kuluttua kokeen aloittamisesta. Kontrolloastioita, joissa ei ollut suotovettä, oli useimmiten kaksi kappaletta koetta kohden (OECD, 1987). Lisäksi lietteen herkkyttä tutkittiin eri referenssi-inhibiittori -konsentraatioilla. Referenssimyrkkinä käytettiin 3,5-dikloorifenolia.

Nitrifikaation inhibitiokokeessa koeastioita, joissa oli nitrifioivaa lietettä ja eri suotovesipitoisuuksia, ilmastettiin pimeässä neljä tuntia. Sen jälkeen mitattiin eri astioiden hapettuneen typen ( $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$ ) pitoisuudet, joita verrattiin kontrollien vastaaviin mahdollisen inhibition laskemiseksi. Standardista (ISO 9509) poiketen kokeessa käytetty Suomenojan aktiiviliete pestiin ennen käyttöä tislattulla vedellä ja ravintoliuoksella, jonka jälkeen säädettiin sen kiintoainepitoisuus sopivaksi (3 g/l).

Ennen ilmastuksen alkua astioista otettiin näytteet  $\text{NH}_4$ -typpimääritystä varten. Neljän tunnin inkuboinnin jälkeen näytteet suodatettiin ja niistä määritettiin nitraatti- ja nitriittipitoisuudet fotometrisesti ja  $\text{NH}_4\text{-N}$ -elektrodilla.

### 7.1.5. Kaasun määrän ja koostumuksen mittaus

Tässä tutkimuksessa ei mitattu kaatopaikkakaasuja ollenkaan, vaan ne päätettiin jättää myöhempään tarkasteluun. Syynä siihen oli havaintoputkien asentamisen myöhäinen ajankohta (joulukuu 1994). Saksalainen Lambda Gesellschaft für Deponiegastechnik mbH mittasi kaasuntuottoa FID-analysaattorilla Ämmässuolla alueilla 1 ja 2 viikolla 34 vuonna 1994. Tässä tutkimuksessa hiilen ainevirtaa kaasussa on arvioitu Lambdan mittausten perusteella. Taulukossa 22 on esitetty laskennan pohjana käytetyt Lambdan mittaamat ja laskemat tiedot (Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta, 1994 ja 1994a).

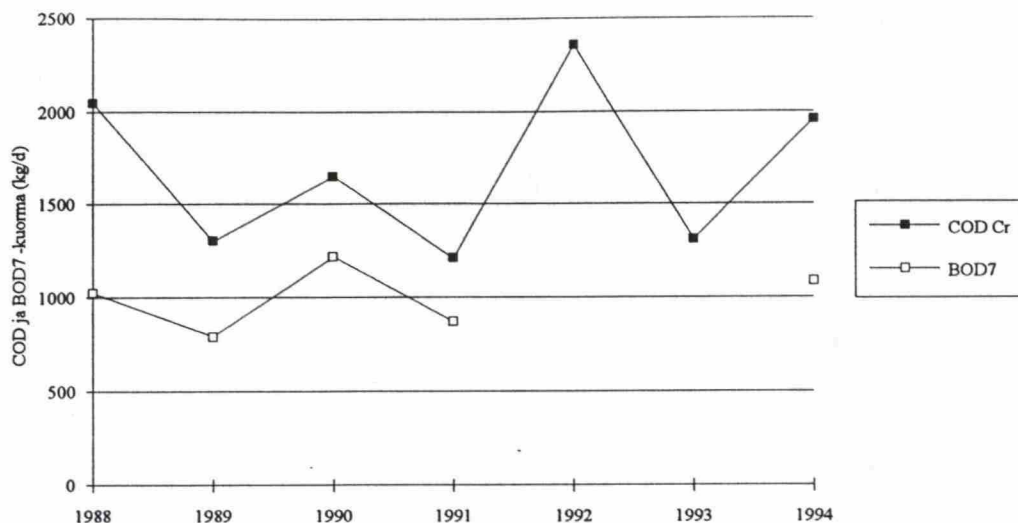
Taulukko 22 Lambdan mittaamat ja laskemat kaasuemissiot työttöalueilta 1 ja 2 (Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta, 1994 ja 1994a)

	Alue 1	Alue2
estimoitu kaasuvirta (m <sup>3</sup> /h)	603	303
CH <sub>4</sub> -pit. (til-%)	52,0	51,8
CO <sub>2</sub> -pit. (til-%)	43,7	45,9
CH <sub>4</sub> massavirta (kg/h)	224,8	112,5
CO <sub>2</sub> massavirta (kg/h)	188,9	99,7

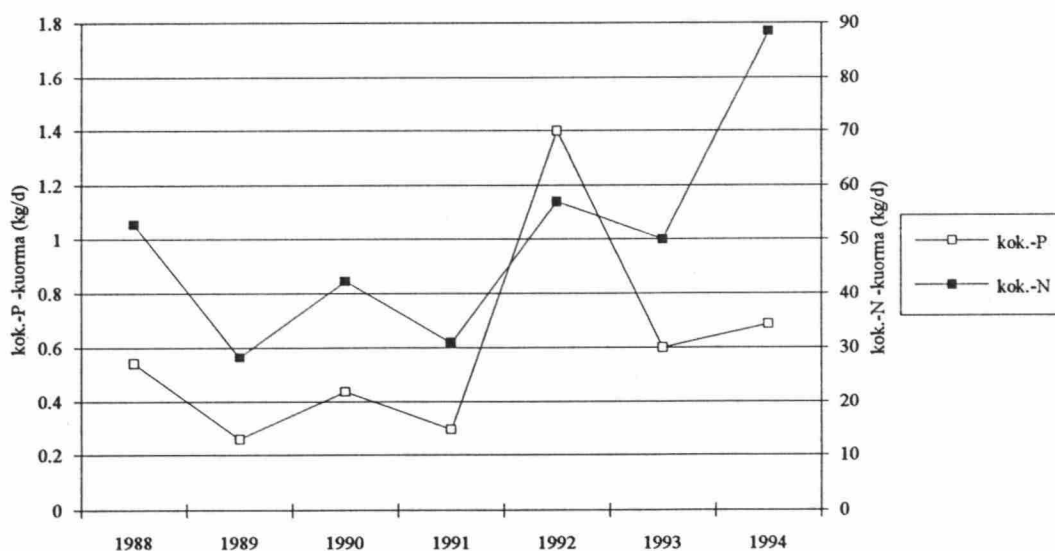
## 7.2. Tulokset ja niiden tarkastelu

### 7.2.1. Suotoveden ainepitoisuudet

Vuosina 1988-1994 tasausaltaasta viemäriin johdetun suotoveden ainekuormitukset ovat olleet kuvan 44 ja 45 mukaisia. Kuormituksia tulkitessa tulee ottaa huomioon se, että kuormitukset eivät ole virtaamapainotettuja näytteenottohetken virtaaman mukaan, vaan ne on laskettu tehtyjen analyysien pitoisuuksien (mg/l) aritmeettisen keskiarvon ja keskimääräisen vuorokausivirtaaman mukaan. Näytteet on otettu suunnilleen tasavälein kahden kuukauden välein. Vuoden 1994 kuormitus on laskettu loppuvuoden näytteenottojen keskiarvona. Suotovesi on otettu tasausaltaaseen tulevan putken suuaukolta eikä tasausaltaasta pumpatusta vedestä kuten velvoitetarkkailun näytteet. Kuvan 45 mukaan tyvellä on selvä nouseva pitoisuustrendi. Fosforin kuormitus on sen sijaan suurin maksimivirtaamien aikaan sekä vuosi- että kuukausitasolla (kuva 49). Sen pitoisuuksista ei ole havaittavissa selkeää suuntaa, miten kuormitus kehittyi.



Kuva 44 Ämmässuon COD<sub>Cr</sub> ja BOD<sub>7</sub> -kuormitus 1988-1994



Kuva 45 Ämmässuon kok-P ja kok-N -kuormitus 1988-1994

Tutkimusjakson 1.6.-30.11.1994 keskimääräiset ainekuormitukset alueittain on laskettu taulukossa 23. Suurimmat ainekuormat tulevat alueelta 1 mitattuna hehtaaria ja jätetonnia kohti. Erityisesti orgaanisen aineen kuormitus poikkeaa muista täyttöalueista. COD<sub>Cr</sub> ja BOD<sub>7</sub> -kuormat ovat viisin-kuusinkertaiset verrattuna muihin täyttöalueisiin. Ammoniumtyppi ja kokonaisfosfori ovat sen sijaan samalla tasolla kuin muilla alueilla. Kuvissa 46, 47, 48 ja 49 on esitetty eri näytteenotto-kerroilla havaitut COD<sub>Cr</sub>-, BOD<sub>7</sub>-, NH<sub>4</sub>-N- ja kok-P-kuormitukset jätetonnin kohden vuodessa. Kuvissa syksyn kuormitushuippu näkyy selvästi. Vaikka suotoveden pitoisuudet (mg/l) ovat kesän pitoisuuksia alhaisemmat, suotoveden määrä on suurempi ja sen vuoksi todellinen



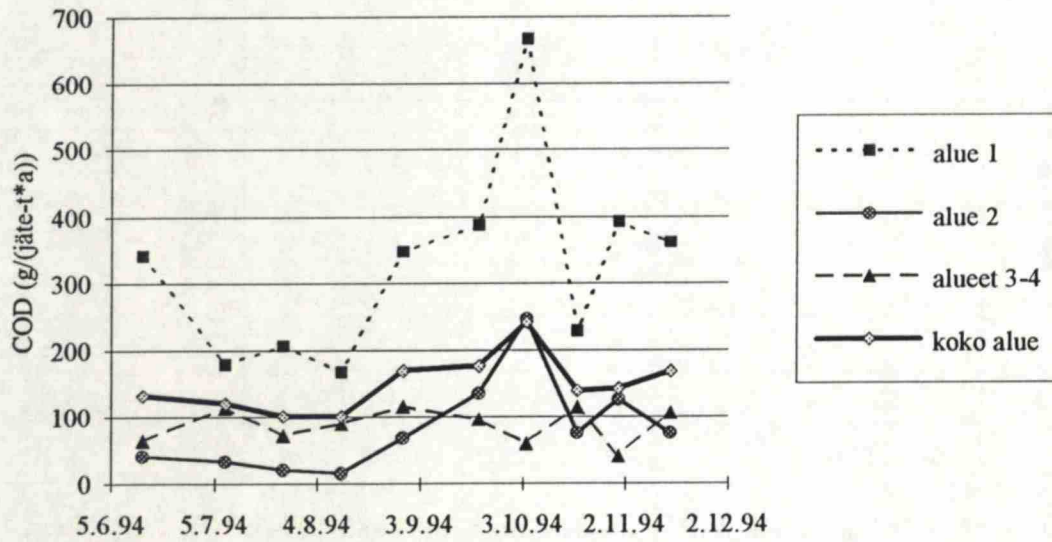
kuormitus kasvaa. Jos tarkastelussa olisivat koko vuoden ainepitoisuudet ja vesimäärät, kuormitukset todennäköisesti kasvaisivat esitetyistä. Keväällä valunta on suurin, mikä nostaa keskivirtaamaa.

Taulukko 23 Ämmässuon täyttöalueiden keskimääräiset kuormitukset 1.6.-30.11.1994

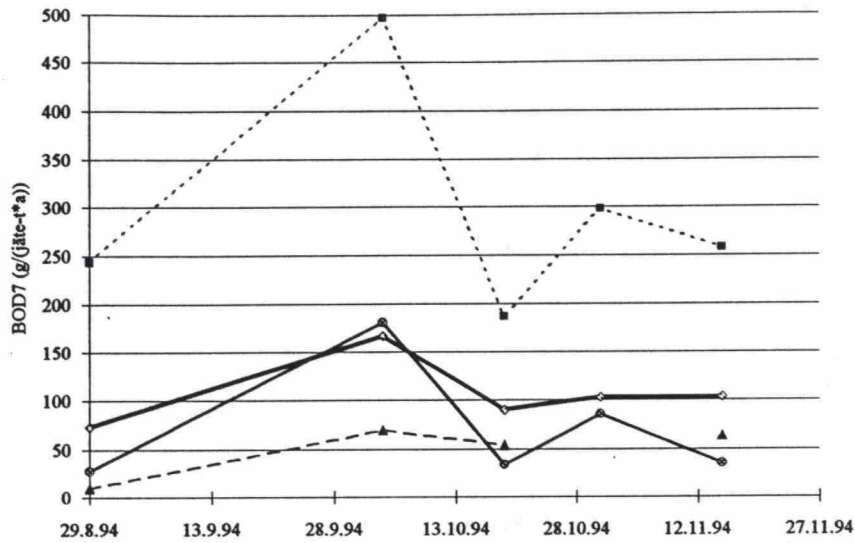
kuormitus	COD		BOD		VFA	
	g/(jäte-t*a)	kg/(ha*a)	g/(jäte-t*a)	kg/(ha*a)	g/(jäte-t*a)	kg/(ha*a)
alue 1	368	30430	247	20456	127	10499
alue 2	80	5541	43	3004	22	1508
alue 3-4	90	6104	31	2102	52	3509
koko alue	158	11308	88	6261	57	4082

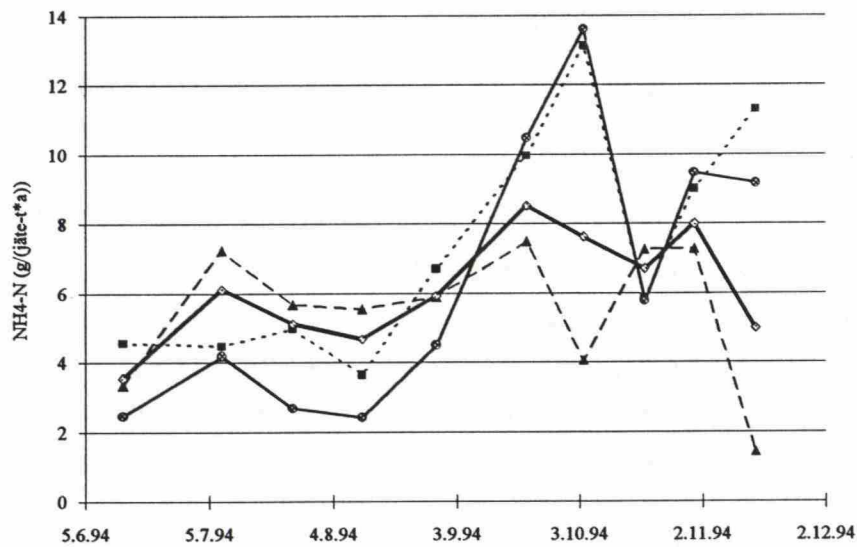
kuormitus	NH <sub>4</sub> -N		kok-N		kok-P	
	g/(jäte-t*a)	kg/(ha*a)	g/(jäte-t*a)	kg/(ha*a)	g/(jäte-t*a)	kg/(ha*a)
alue 1	8.36	691	8.75	723	0.060	5.00
alue 2	7.76	538	7.87	545	0.062	4.27
alue 3-4	5.69	387	6.99	475	0.052	3.55
koko alue	6.34	453	7.39	528	0.055	3.96



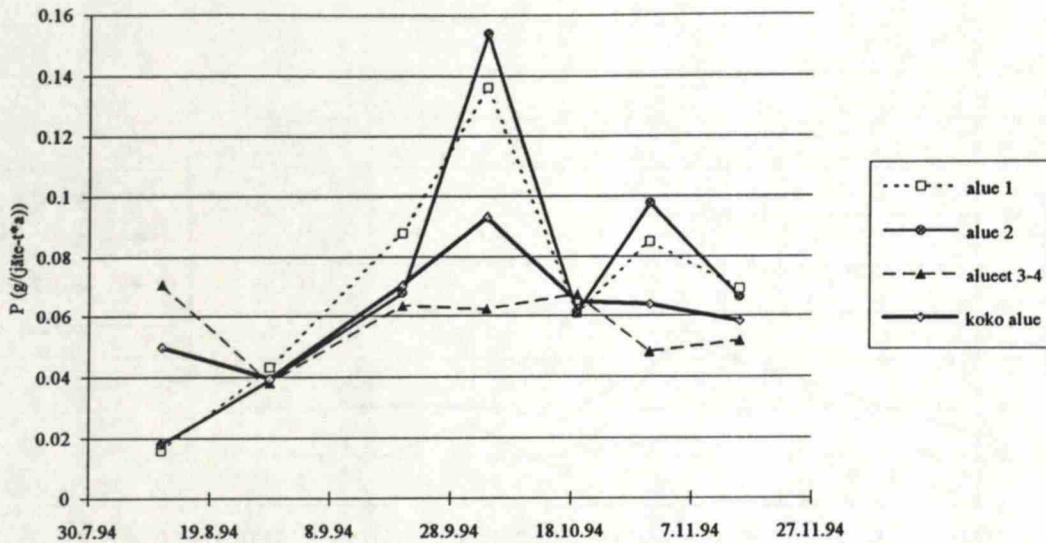
Kuva 46 Täyttöalueiden COD<sub>Cr</sub> -kuormitus tutkimusaikana



Kuva 47 Täyttöalueiden BOD<sub>7</sub> -kuormitus tutkimusaikana



Kuva 48 Täyttöalueiden NH<sub>4</sub>-N -kuormitus tutkimusaikana



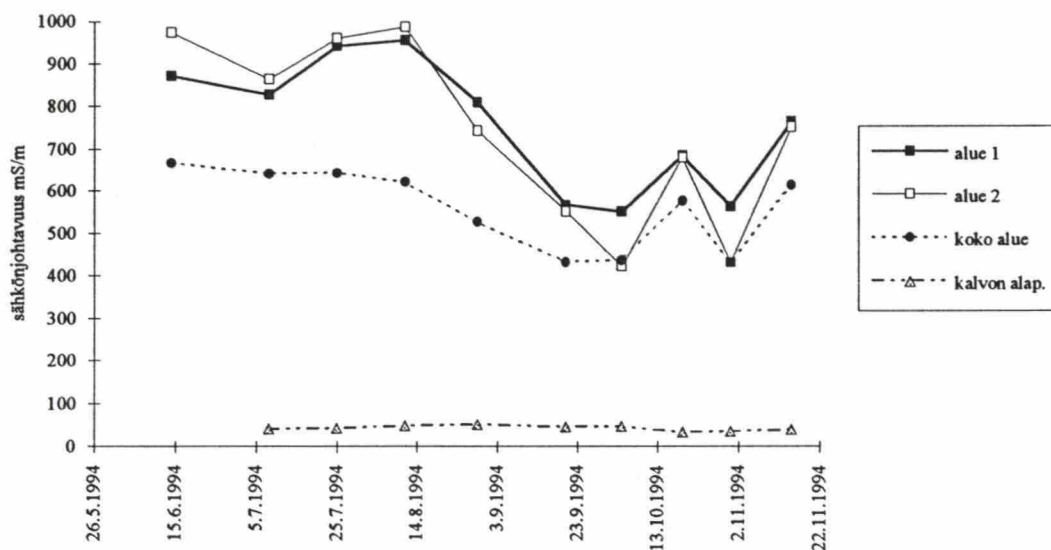
Kuva 49 Täyttöalueiden kok.-P -kuormitus tutkimusaikana

Tehtyjen analyysien pitoisuustulokset (mg/l) ovat liitteessä 5. Ettala et al. (1988) tutki viiden suomalaisen kaatopaikan suotoveden ainepitoisuuksia. Niissä  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  ja  $\text{BOD}_7$  ovat 5-33 % Ämmässuon vastaavista arvoista. Myös typpi- ja fosforipitoisuudet ovat jonkin verran alhaisempia (25-67 % Ämmässuon pitoisuuksista). Tulokset johtunevat kaatopaikkojen korkeammasta iästä ja suotoveden laimenemisesta pohjaveteen, koska kaatopaikoilla ei ole pohjaeristystä. Kun veden laatua jätetäytön sisällä tutkittiin, ainepitoisuudet lähenevät jo Ämmässuon suotovesien luokkaa. Fosforin pitoisuus on jopa korkeammalla. Vuosaaren kaatopaikan tutkimuksissa jätetäytön sisäinen vesi on laadultaan verrattavissa alueen 1 suotovesiin. Jätevesikaivoista otetut näytteet sen sijaan antavat tuloksia, jotka ovat 10-11 % Ämmässuon suotovesien pitoisuuksista (Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta ja Ekono Oy, 1987). Nurmijärven mallikaatopaikan suotoveden pitoisuudet ovat Ämmässuon pitoisuuksien tasoa. Siellä on Ämmässuon tapaan suotovesien keräilyjärjestelmä jätepenkereen pohjalla.

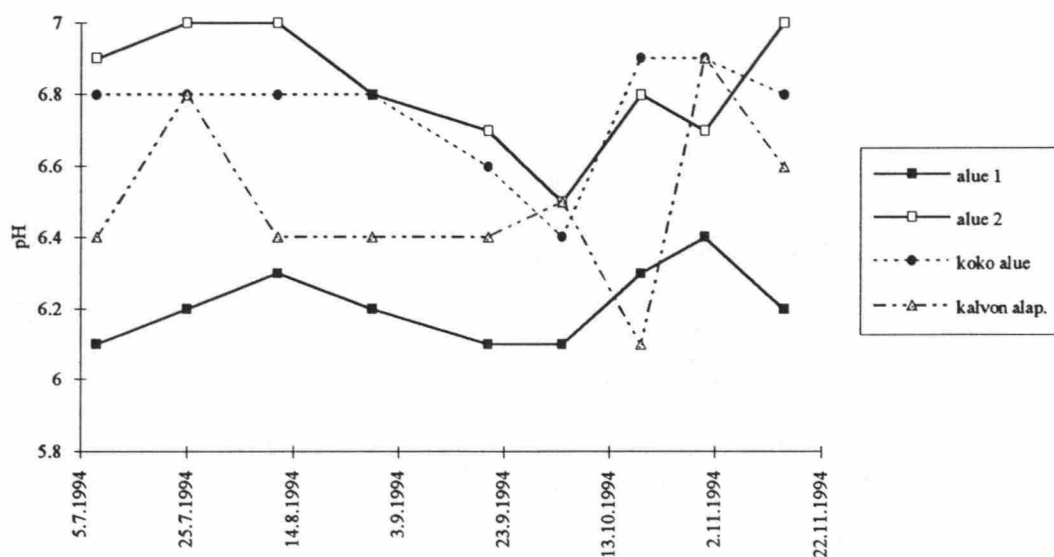
Kuvissa 50, 51, 52 ja 53 on esitetty suotovesinäytteistä mitatut sähkönjohtavuudet, pH:t, lämpötilat ja alkaliteetit. Sähkönjohtavuus on korkeimmillaan kesällä laskien syksyä kohden. Lasku johtuu täytön läpi virtaavan veden määrän kasvusta syyssateiden aikaan, jolloin ionipitoisuudet laimenevat. Alueiden 1 ja 2 sähkönjohtavuudet ovat paljon korkeampaa tasoa kuin koko alueen sähkönjohtavuus, mikä merkitsee sitä, että alueen 3-4 vedet ovat suhteessa puhtaampia kuin edelliset. Myös alkaliteetti alueilla 1 ja 2 on keskimäärin alueen 3-4 alkaliteettia suurempi. Analyysien mukaan kalvon alapuoliset vedet eivät ole likaantuneita, joten vuotoja kalvon läpi ei ole havaittavissa. Alueen 1 suotovesi on happamampaa kuin muiden alueiden vedet, mikä yhdessä suuren kuormituksen kanssa osoittaa sen olevan lähempänä happokäymisvaihetta kuin muut



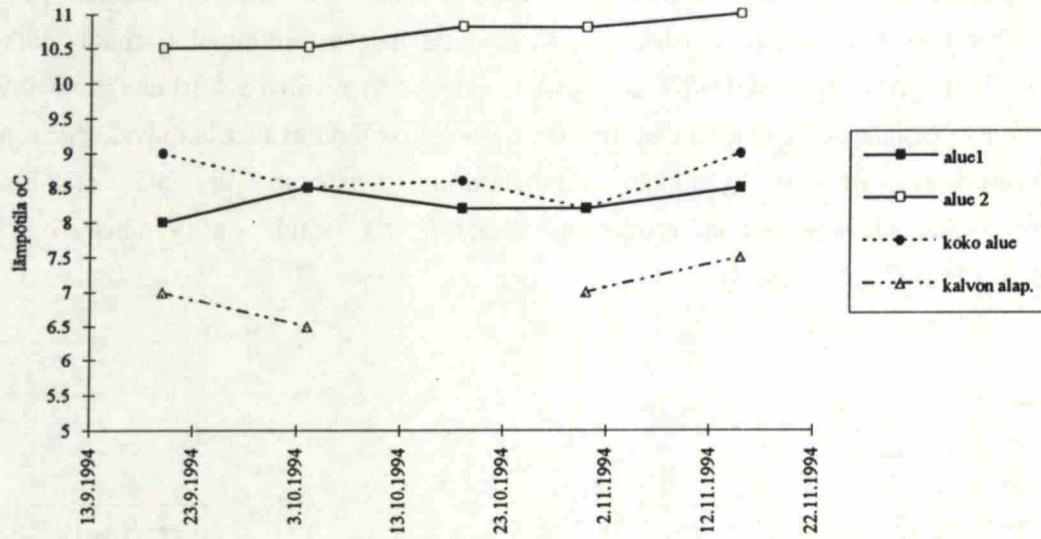
alueet. Happokäymisvaiheelle tyypillistä on suuri orgaaninen kuormitus, alhainen pH ja hiilidioksidin korkea osapaine. Alueen 1 vesi myös haisee pahimmalta, mikä indikoi happovaihetta. Alueen 1 BOD<sub>7</sub>/COD<sub>Cr</sub> -suhde (kuva 54) on myös korkea (noin 0,7). Sen mukaan orgaanisesta aineesta suurin osa on helposti biologisesti hajoavaa. Saatujen analyysitulosten mukaan yksikään Ämmässuon täyttöalue ei ole stabiilissa metaanikäymisvaiheessa. Silloin esimerkiksi BOD<sub>5</sub>/COD -suhde on tyypillisesti  $\leq 0,1$  (Andreottola ja Cannas, 1992).



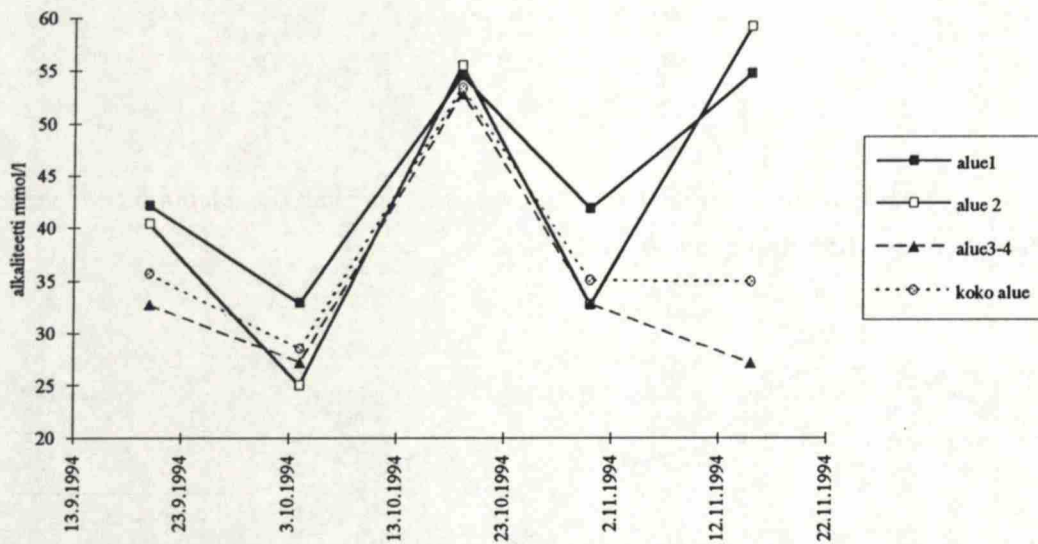
Kuva 50 Kaatopaikan täyttöalueiden suotovesien ja kalvon alapuolisten vesien sähkönjohtavuudet tutkimusaikana 6-11/1994



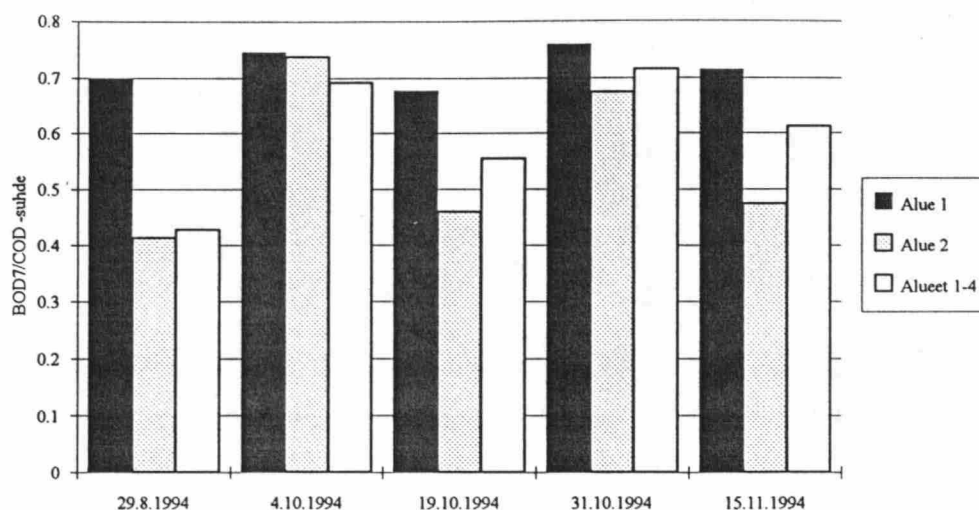
Kuva 51 Kaatopaikan täyttöalueiden suotovesien ja kalvon alapuolisten vesien pH:t



Kuva 52 Kaatopaikan täyttöalueiden suotovesien ja kalvon alapuolisten vesien lämpötilat



Kuva 53 Kaatopaikan täyttöalueiden suotovesien ja kalvon alapuolisten vesien alkaliteetit



Kuva 54 Suotovesien BOD<sub>7</sub>/COD<sub>Cr</sub> -suhde eri näytteenotto-kerroilla

### 7.2.2. Suotoveden metallipitoisuudet

Alueiden 1, 2 ja koko alueen suotovesien metallipitoisuudet on esitetty taulukossa 24.

Taulukko 24 Alueen 1, alueen 2 ja koko alueen suotovesien metallipitoisuudet

Metalli	Alue 1		Alue 2		Koko alue	
	4.10.94	31.10.94	4.10.94	31.10.94	4.10.94	31.10.94
alumiini (Al) µg/l	100	101	50.8	79.9	59.4	67.1
arseeni (As) µg/l	7.25	5.72	7.64	5.85	5.89	4.55
kadmium (Cd) µg/l	< 0.30	< 0.30	< 0.30	< 0.30	< 0.30	< 0.30
koboltti (Co) µg/l	11.5	10.5	6.36	4.77	5.13	4.65
kromi (Cr) µg/l	69.4	56.0	42.1	35.0	36.7	34.9
kupari (Cu) µg/l	99.0	23.3	18.8	19.3	44.9	39.7
nikkeli (Ni) µg/l	57.8	46.9	46.6	34.1	35.0	30.4
lyijy (Pb) µg/l	0.53	0.35	< 0.30	1.17	0.51	0.72
sinkki (Zn) µg/l	42.3	56.7	16.0	26.3	70.6	26.3
rauta (Fe) mg/l	188	138	43.2	67.5	32.9	60.8
mangaani (Mn) mg/l	4.93	4.00	2.45	2.39	2.82	2.62

Alueen 1 metallipitoisuudet ovat selvästi suuremmat kuin muilla alueilla. Erityisesti rautaa on paljon (2-3 kertaa enemmän kuin muualla). Alueen 1 vesien pH on alhaisempi kuin muiden vesien. Alhaisesta pH:sta johtuu myös suurempi metallien liukoisuus. Alue 1 on selvästi lähempänä happokäymisvaihetta kuin muut täyttöalueet. Verrattuna



velvoitetarkkailun vuosien 1992 ja 1993 metallipitoisuuksiin, koko alueen alumiini- ja sinkkipitoisuudet ovat paljon pienempiä. Mangaanin ja lyijyn pitoisuudet pienenevät ajan funktiona vuodesta 1992. Kuparin määrä on viisinkertainen verrattuna velvoitetarkkailun tuloksiin.

### 7.2.3. Jätenäytteiden analyysitulokset

Jätenäytteiden kosteusmäärittysten tulokset on esitetty luvussa 6 vesitaseen yhteydessä. Viljavuuspalvelu Oy:n tekemien typpi- ja fosforianalyysien tulokset on taulukossa 25.

Taulukko 25 Kiinteiden jätenäytteiden kokonaistyyppi ja kokonaisfosfori

Alue 1			Alue 2		
Näyte	kok.-N g/kg kuiva-ainetta	kok.-P g/kg kuiva-ainetta	Näyte	kok.-N g/kg kuiva-ainetta	kok.-P g/kg kuiva-ainetta
1 Ä1/1/1-2	5.0	0.43	10 Ä2/2/1-2	3.9	2.6
2 Ä1/1/2-3	3.3	0.52	11 Ä2/2/2-3	4.3	1.9
3 Ä1/1/7-8	2.5	0.35	12 Ä2/2/7-8	5.5	0.84
4 Ä1/6/1-2	5.2	0.89	13 Ä2/3/1-2	4.3	1.6
5 Ä1/6/2-3	5.3	1.8	14 Ä2/3/2-3	2.4	0.52
6 Ä1/6/7-8	3.2	3.1	15 Ä2/3/6-7	3.3	0.36
7 Ä1/7/1-2	1.6	0.27	16 Ä2/4/1-2	3.9	1.0
8 Ä1/7/2-3	4.0	0.55	17 Ä2/4/2-3	2.3	0.49
9 Ä1/7/6-7	1.8	0.42	18 Ä2/4/7-8	5.0	0.91
keskiarvo	3.54	0.93	keskiarvo	3.88	1.14
keskihajonta	1.42	0.94	keskihajonta	1.08	0.75
vaihteluväli	1.6-10.8	0.27-3.1	vaihteluväli	2.3-5.5	0.36-2.6

Keskimääräiset typpi- ja fosforipitoisuudet ovat samaa luokkaa kuin sveitsiläisen yhdyskuntajätteen pitoisuudet eli noin 4 g/kg ja 1 g/kg (Belevi ja Baccini, 1989). 11 vuotta vanhan sveitsiläisen kaatopaikan näytteessä typpeä oli 3,5 g/kg ja fosforia 0,82 g/kg (Belevi ja Baccini, 1989a). Ettalan et al. (1988) tutkimuksissa kaatopaikkajätteen typpi- ja fosforipitoisuudet vaihtelivat välillä 1,3-2,3 g/kg ja 0,65-1,5 g/kg. Tutkitut kaatopaikat olivat Ämmässuohon verrattuna vanhoja (aloitettu vuosina 55-74). Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta ja Ekono Oy (1987) tutkivat Vuosaaren kaatopaikan kaasun käyttöönottokokeilun yhteydessä myös kiinteätä jätettä. Vuosaarella typpeä ja fosforia esiintyi jätteessä keskimäärin 3,8 g/kg ja 0,62 g/kg, jotka arvot ovat varsin lähellä Ämmässuon vastaavia.

#### 7.2.4. Toksisuuskokeiden tulokset

##### Suotoveden vaikutus aktiivilietteen hapenkulutukseen

Hapenkulutuksen inhibitioprosentti,  $I$ , eri suotovesikonsentraatioilla laskettiin yhtälön (20) avulla:

$$I = \frac{R_B - R_T}{R_B} * 100 \quad (20)$$

jossa  $R_T$  = koeastian hapenkulutussnopeus (mg/(l\*h))

$R_B$  = kontrollin hapenkulutussnopeus (mg/(l\*h))

Suurimmillaan hapenkulutuksen inhibitio oli heinäkuussa 1994, jolloin ainoan kerran voitiin määrittää koko alueen suotoveden EC 50. Myöhemmissä kokeissa minkään alueen suotovesien inhibitioista ei voitu määrittää EC 50 -arvoa, koska suurillakin suotovesimäärillä inhibitiot jäivät varsin pieniksi tai niitä ei juurikaan ollut. Lokakuun 1994 kokeessa käytännössä alueiden 2 ja 1-4 suotovedet eivät olleet toksisia Suomenojan lietteelle. Marraskuussa 1994 tutkitut alueiden 1 ja 1-4 vedet eivät aiheuttaneet inhibitiota. Taulukossa 26 on esitetty kokeiden aikana havaittuja 25 ja 50%:n hapenkulutuksen inhibitioita vastaavat suotovesien osuudet koetilavuudesta ( $t = 3h$ ).

Taulukko 26 Inhibitiokokeissa havaitut 25 ja 50 %:n inhibitiota vastaavat suotovesien osuudet koetilavuudesta (25 %/50 % -> pitoisuus/pitoisuus)

Ajankohta	Alue 1	Alue 2	Alueet 1-4
7/94	ei tutkittu	ei tutkittu	18%/30%
10/94	25%/-	-/-	-/-
11/94	-/-	ei tutkittu	-/-

Referenssi-inhibiittorin EC 50 -arvon tulisi vaihdella välillä 5-30 mg/l tutkittavalla lietteellä, jotta liete olisi soveliaista kokeeseen. 3,5-dikloorifenolin inhiboiva vaikutus oli hyvinkin vaihteleva ja osin ristiriitainenkin (useimmiten  $EC\ 50 > 30\ mg/l$ ). Sen vuoksi on syytä edelleen tutkia käytetyn lietteen ominaisuuksia ja mahdollisten Suomenojalle tulevien teollisuusjätevesien vaikutusta asiaan.

### Suotoveden vaikutus aktiivilietteen nitrifikaatioon

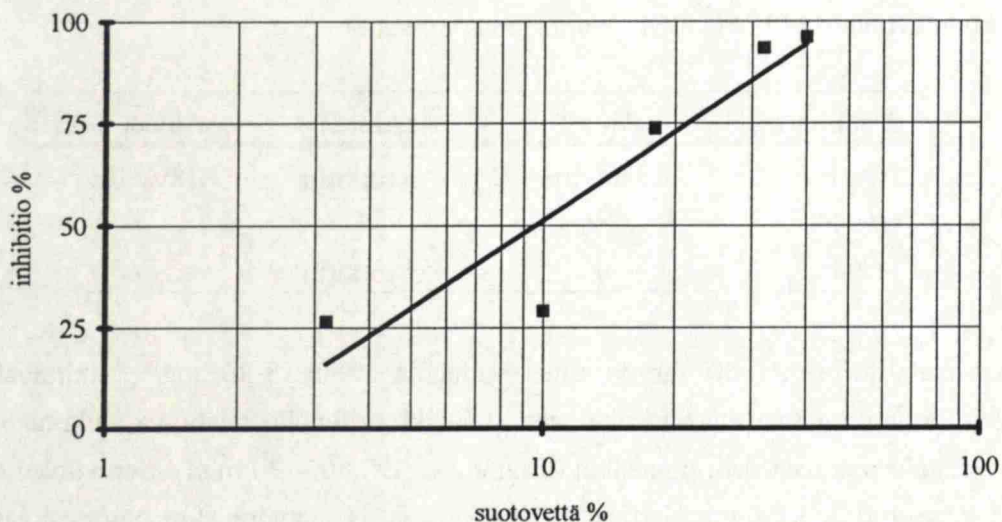
Nitrifikaation inhibitioprosentit,  $I$ , laskettiin inkuboinnin aikana muodostuneen hapettuneen typen avulla seuraavasti (21):

$$I = \frac{C_{c,n} - C_{t,n}}{C_{c,n}} * 100 \quad (21)$$

jossa  $C_{c,n}$  = nitraatin + nitriitin konsentraatio (mg/l) kontrollissa inkuboinnin jälkeen  
 $C_{t,n}$  = nitraatin + nitriitin konsentraatio (mg/l) koeastiassa inkuboinnin jälkeen

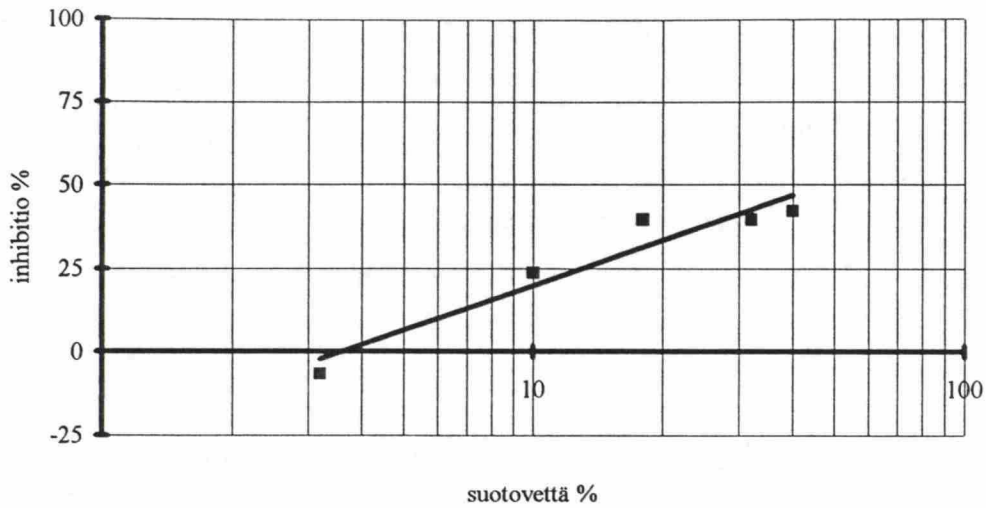
ATU:n aiheuttama lietteen inhibitio antoi ristiriitaisia tuloksia (inhibition vaihtelut 1-77 %), joten jatkossa on syytä tutkia ATU:n kanssa tarkemmin kyseisen lietteen inhibitiivisia ominaisuuksia. Standardin mukaan kokeessa käytettävä liete tulisi vaihtaa, mikäli miltei täydellistä ATU:n aiheuttamaa inhibitiota ei tapahdu. Tässä tutkimuksessa lietettä ei vaihdettu, koska haluttiin tutkia nimenomaan Suomenojan lietteen käyttäytymistä.

Inhibitioprosentit määritettiin lineaarisella regressioanalyysillä. Kuvissa 55 ja 56 on esitetty viimeisimmän kokeen (11/94) tulokset. Taulukossa 27 on kuvien 55 ja 56 regressioanalyysitilastoa.



Kuva 55 Alue 1: nitrifikaation inhibitio 11/94





Kuva 56 Alueet 1-4: nitrifikaation inhibitiio 11/94

Taulukko 27 Alueiden 1 ja 1-4 suotovesien regressiotilastoa, 11/94

Regressiotilastoa		
	Alue 1	Alueet 1-4
R	0.93	0.96
R <sup>2</sup>	0.86	0.92
R <sup>2</sup> adj.	0.81	0.90
Keskivirhe	14.87	6.61
Havaintojen lkm	5	5

Nitrifikaatiobakteerit ovat selvästi herkempiä suotoveden toksisille vaikutuksille kuin heterotrofit mikrobit ja nitrifikaatiokokeen inhibitiot ovat siten suuremmat kuin hapenkulutuskokeessa. Jokaisesta tutkitusta suotovedestä pystyttiin havaitsemaan vähintään 25 % inhibiota vastaavat pitoisuudet. Alueen 1 vedestä pystyttiin lisäksi määrittämään 50 % inhibitiota vastaava suotoveden osuus. Taulukossa 28 on esitetty nitrifikaatiokokeessa havaitut 25 ja 50 %:n inhibitiota vastaavat suotovesipitoisuudet.

Taulukko 28 Nitrifikaation inhibitiokokeissa havaitut 25 ja 50 %:n inhibitiota vastaavat suotovesien osuudet koetilavuudesta (25%/50% -> pitoisuus/pitoisuus)

Ajankohta	Alue 1	Alue 2	Alueet 1-4
7/94	ei tutkittu	ei tutkittu	10%/-
10/94	7.5%/30%	25%/-	33%/-
11/94	4.3%/9.5%	ei tutkittu	14%/-

Alueen 1 suotovedet ovat selvästi muita toksisempia. Alueen 1 suotovesien ainekuormitukset ovat myös muiden alueiden vastaavia suuremmat.  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ ,  $\text{BOD}_7$  ja haihtuvat rasvahapot ovat yli neljä kertaa suuremmat kuin alueiden 2 ja 3-4 arvot. pH alueella 1 on alhaisempi. Alueen 1 vedet sisältävät eniten raskasmetalleja, erityisesti rautaa ja kuparia, jotka ovat suurina pitoisuuksina myrkyllisiä lietteelle. Selityksenä alueen 1 toksisuuteen saattaa olla suuremmat raskasmetallipitoisuudet, mutta tämän tutkimuksen perusteella sitä ei voida osoittaa. Mahdollisia ovat myös orgaanisen kuormituksen ja raskasmetallien toksiset yhteisvaikutukset.

#### 7.2.5. Ämmäsuon täyttöalueiden keskimääräiset viipymäajat

Ämmäsuon täyttöalueiden keskimääräiset viipymäajat ( $\theta$ ) 1.1.1995 on laskettu kirjallisuusosassa esitetyn laskentakaavan 12 mukaan. Täyttöaluetta 1 on täytetty vuosina 1987-1990, mutta suurin osa jätteistä on viety sinne vuoden 1988 aikana. Alue 2 on täytetty pääosin 16.2.-1.12.1989, joten viipymäaika on laskettu sen mukaan. Alueiden 3-4 täyttäminen alkoi toden teolla vuonna 1990, joten viipymäaika on laskettu siitä lähtien vuoden 1994 lopun tilanteeseen asti. Viipymäajoiksi saatiin seuraavat:

- Alue 1: 5,9 vuotta
- Alue 2: 5,5 vuotta
- Alue 3-4: 2,4 vuotta.

#### 7.2.6. Hiilen taseen arviointi

Orgaanisen jätteen hajoamisprosesseissa jätteestä vapautunut hiili kulkeutuu ulos jätetäytöstä kaasun ja suotoveden mukana. Kaasu on suurin hiilen kuljettaja. Belevin ja Baccinin (1989) mukaan 22 % hiilestä on kulkeutunut kaasuna ulos täytöstä intensiivisen reaktorivaiheen jälkeen ( $\theta = 9,4$  a), kun vastaava osuus suotovedellä on vain 0.3 %. Kaasun mukana hiiltä kulkeutuu näin ollen 73 kertaa enemmän kuin suotoveden.

Kaasun mukana kulkeutuvan hiilen määrä on saatu laskemalla hiilen osuus poistuvasta metaanista ja hiilidioksidista (Lambdan mittaukset, taulukko 22) moolimassojen suhteiden avulla ( $M_{\text{C}} = 12$  g/mol;  $M_{\text{CH}_4} = 16$  g/mol;  $M_{\text{CO}_2} = 44$  g/mol). Taulukossa 29 on esitetty hiilen, metaanin ja hiilidioksidin massavirrat ja kuormitukset alueilta 1 ja 2.

Taulukko 29 Hiilen, metaanin ja hiilidioksidin massavirrat ja kuormitukset alueilta 1 ja 2

	Alue 1	Alue 2
CH <sub>4</sub> -massavirta (kg/h)	224.8	112.5
CO <sub>2</sub> -massavirta (kg/h)	188.9	99.7
<b>C -massavirta (kg/h)</b>	<b>220.1</b>	<b>111.6</b>
CH <sub>4</sub> -massavirta (t/a)	1969	986
CO <sub>2</sub> -massavirta (t/a)	1655	873
<b>C -massavirta (t/a)</b>	<b>1928</b>	<b>977</b>
CH <sub>4</sub> -kuormitus (g/(jäte-t*a))	2000	2200
CO <sub>2</sub> -kuormitus (g/(jäte-t*a))	1680	1950
<b>C -kuormitus (g/(jäte-t*a))</b>	<b>2060</b>	<b>2170</b>

Baccinin et al. (1987) tutkimuksissa kaasun sisältämän hiilen ainevirta oli viipymäajaltaan 6,8 -vuotiaalla täyttöalueella 1,4 g/(kg\*a) ja 5,0 -vuotiaalla täyttöalueella 3,9 g/(kg\*a). Ämmäsuolla hiilen ainevirta on vähän yli 2 g/(kg\*a), joka on pienempi kuin edellisten arvojen keskiarvo. Hiilen virtaan vaikuttaa varsin voimakkaasti kaasun laatu. Jos käyminen tuottaa runsaasti metaania verrattuna hiilidioksidiin, niin kulkeutuvan hiilen osuus on suurempi. Alue 2 tuottaa jätemäärää kohden enemmän metaania kuin alue 1. Metaanin tuoton olosuhteet näyttävät olevan edullisemmat alueella 2.

Suotoveden COD<sub>Cr</sub>/TOC -suhde on laskettu Ämmäsuon vuosien 1992 ja 1993 velvoitetarkkailun COD<sub>Cr</sub> ja TOC -analyysitulosten perusteella (Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta, 1992 ja 1993). Eri näytteenotokertojen suhteesta on laskettu keskimääräinen COD<sub>Cr</sub>/TOC -suhde, joka on 2,7. Suhteen avulla on laskettu COD:sta täyttöalueiden 1 ja 2 keskimääräiset TOC -pitoisuudet ja kuormitukset.

Alue 1: orgaaninen kokonaishiili TOC: 130 mg C/(kg\*a) (3864 mg/l)

Alue 2: orgaaninen kokonaishiili TOC: 30 mg C/(kg\*a) (1057 mg/l)

Baccinin et al. (1987) tutkimuksissa saatiin viipymäajaltaan ( $\theta$ ) 6,8 ja 5,0 vuotta vanhojen täyttöalueiden suotoveden hiilivirraksi vastaavasti 33 ja 52 mg/(kg\*a). Alueen 2 suotovesi on samaa luokkaa, mutta alueen 1 suotovesi ylittää kuormitukseltaan moninkertaisesti sveitsiläisten tutkimustulokset.



Hiilen kulkeutumissuhde kaasufaasissa ja vesifaasissa on alueella 1 vain 16 ja alueella 2 72, joka on hyvin lähellä Belevin ja Baccinin (1989) tutkimuksen suhdetta 73. Alueiden 1 ja 2 kaasuntuotto on samaa luokkaa, mutta alueen 1 suotovesi kuormittaa ympäristöä huomattavasti enemmän. Saattaa olla, että alueen 1 kaasun tuoton maksimia ei ole vielä saavutettu, koska happokäyminen on yhä käynnissä varsin voimakkaana.

Kaatopaikalle tuodun kiinteän jätteen orgaaninen kokonaishiilimäärä on laskettu suomalaisen kaatopaikalle vastaanotetun yhdyskuntajätteen koostumuksen (Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta, 1991) ja jätteen eri fraktioiden sisältämän hiilipitoisuuden perusteella (kirjallisuusosan taulukko 9; Tchobanoglous et al., 1993). Taulukossa 9 hiilipitoisuudet on annettu kuivapainoa kohti ja suomalaisen jätteen koostumus on laskettu prosentteina märkämpainosta. Siksi taulukon 9 arvot on muutettu hiilipitoisuuksiksi fraktion märkämpainosta Tchobanoglousin et al. (1993) antamien vesipitoisuuksien avulla. Taulukossa 30 on esitetty orgaanisen jätteen koostumus, komponenttien hiilipitoisuudet ja lasketut hiilimäärät märkää jätettä kohti.

Taulukko 30 Orgaanisen jätteen koostumus, eri fraktioiden hiilipitoisuudet ja lasketut hiilimäärät jätteen märkämpainoa kohti

Jätefraktio	C %/märkä fraktio	jätefraktion osuus %	hiiltä % märkämpainosta
ruoka- ja puutarhajäte	15.4	34	5.2
kaikenlainen paperi ja pahvi	41.4	39	16.1
muovi	59.1	10	5.9
tekstiilit, kumi, nahka, puu	48.2	7	3.4
yhteensä	-	90	30.6

Hiiltä on laskelmien mukaan 30,6 % tulevan jätteen painosta eli 306 g C/kg. Hiiltä on kuivaa jätettä kohden 42-44 %, koska yleensä jätteen alkukosteus tuodessa on noin 27-30 % (Tchobanoglous et al., 1993 ja omat tuoreen jätteen kosteusmääritykset, 1994). Kesäkuussa 1994 jätteenäytteistä määritettyjen hehkutushäviöiden mukaan keskimääräinen orgaanisen aineen pitoisuus on noin 66 % kuivapainosta (vaihteluväli 29-92). Tästä orgaanisesta aineesta on 64-67 % hiiltä.

Massataseen kaavan 13 (Baccini et al., 1987) sisääntuleva ainevirta  $x_I = 0$ , koska täyttöalueet ovat suljettuja. Siitä johtuen aineita vain lähtee täytöstä, ja termi  $x_S$  muuttuu negatiiviseksi. Vuodessa jätteestä poistuva hiilimäärä on yhtä suuri kuin kaasun ja suotoveden yhteensä mukanaan kuljettama hiili ( $-x_S = x_L + x_G$ ). Jätteestä poistuva hiilimäärä on seuraava:

$$\text{Alue 1: } x_S = 130 + 2060 = 2190 \text{ mg/(kg*a)}$$

$$\text{Alue 2: } x_S = 30 + 2170 = 2200 \text{ mg/(kg*a)}$$

Laskelmien mukaan hiilen alkupitoisuus alueilla 1 ja 2 oli 306 g/kg jätettä. Jätteen hiilipitoisuutta ei tutkimusaikana tutkittu, joten tutkimusajan pitoisuutta ei tunneta. Jos oletetaan, että molemmilta alueilta on alusta lähtien poistunut edellä mainitut vakiomäärät hiiltä, niin alueella 1 on ollut vuoden 1994 lopussa jäljellä hiiltä 293 g/kg ja alueella 2 on ollut hiiltä 294 g/kg. Belevin ja Baccinin (1989) mukaan intensiivisen reaktorivaiheen jälkeen ( $\theta > 10$  a) helposti hajoavaa hiiltä on jäljellä enää 2-20 g/kg jätettä. Helposti hajoavan hiilen määrä on noin 40-70 % hiilen kokonaismäärästä (tässä: 122-214 g/kg). Jos hiili poistuisi vakiona yllä olevan virran mukaisesti ja noin 50 % jätteen hiilestä hajoaisi helposti, hiilen poistumiseen kuluisi noin 70 vuotta. Koska hiilen poistuma Ämmäsuolla on Belevin ja Baccinin (1989) määrittämää vauhtia hitaampaa, Ämmäsuolla kuormitus jatkuu Belevin ja Baccinin (1989) määrittämää intensiivistä reaktoriaikaa pitempään tasaisena tai sitten suuri huippu on vasta tulossa. Hajoaminen näyttää tapahtuvan Suomen oloissa hitaammin kuin sveitsiläisten tutkimuksissa.

Kaavassa 13 esiintyvät aineensiirtokertoimet ( $k$ ) voidaan laskea ajan funktiona, kun seurataan useamman vuoden ajan suotoveden ja kaasun ainevirtoja ja kiinteän jätteen pitoisuuksien muuttumista.

#### 7.2.7. Typen ja fosforin taseiden arviointi

Belevin ja Baccinin (1989) mukaan (taulukko 11) typpi ja fosfori eivät kulkeudu kaasun mukana ulos jätetäytöstä (kaavan 13  $x_G = 0$ ). Kaikki mahdollinen ulostuleva typpi ja fosfori siis kulkeutuu suotoveden mukana ja loppu jää täyttöön. Alueet 1 ja 2 ovat suljettuja, joten niihin ei tuoda enää lisää aineita jätteen mukana. Sisääntuleva aineen kokonaismäärä vuosittain on siis 0 ( $= x_I$ ).

Vuoden 1994 aikana täytöistä 1 ja 2 suotoveden mukana poistuneet keskimääräiset ainevirrat olivat seuraavat ( $x_L = x_S$ ):

$$\text{Alue 1: ammoniumtyppi } 8.36 \text{ mg/(kg*a)} \text{ ja fosfori } 0,060 \text{ mg/(kg*a)}$$

$$\text{Alue 2: ammoniumtyppi } 7.76 \text{ mg/(kg*a)} \text{ ja fosfori } 0,062 \text{ mg/(kg*a)}$$



Alueiden kiinteän jätteen pitoisuudet joulukuussa 1994 olivat vastaavasti:

Alue 1: typpi 3540 mg/kg kuivaa jätettä ja fosfori 930 mg/kg kuivaa jätettä  
(täytössä 2411 t N ja 635 t P laskettuna märkää jätettä kohden)

Alue 2: typpi 3880 mg/kg kuivaa jätettä ja fosfori 1140 mg/kg kuivaa jätettä  
(täytössä 1274 t N ja 374 t P laskettuna märkää jätettä kohden)

Koska typen ja fosforin poistuma verrattuna kiinteän jätteen pitoisuuksiin on pieni, voidaan vuoden poistumaa verrata suoraan joulukuun 94 jätteen pitoisuuksiin. Laskennassa voidaan käyttää ammoniumtypen kuormitusta kokonaistypen asemasta, koska yli 95 % typestä poistuu täytöstä ammoniumtyppinä. Vuodessa typestä poistuu noin 0,22 % ja fosforista noin 0,0059 % suotoveden mukana. Jos poistuma pysyisi vuosittain vakiona, koko typpi- ja fosforimäärän poistaminen alueilta 1 ja 2 keskimäärin kestäisi 460 ja 16 970 vuotta. Todellisuudessa vain osa typestä ja fosforista hajoaa helposti. Belevin ja Baccinin (1989) mukaan kymmenen hajoamisvuoden jälkeen aineiden pitoisuuksista helposti hajoava osuus on välillä 1-10 %. Ämmässuon viipymäajat ovat vasta 5 ja 6 vuoden välillä, joten hajoavaa typpeä ja fosforia pitäisi olla jäljellä vähintään 10 %. Jos oletetaan, että hajoavan typen osuus on 400 mg/kg ja fosforin 100 mg/kg, niin vakiopoistumalla näiden määrien kulkeutumiseen suotovedessä kuluisi:

Alue 1: typpi 48 vuotta ja fosfori 1667 vuotta

Alue 2: typpi 52 vuotta ja fosfori 1613 vuotta

Suotoveden ainevirrat pienenevät ajan funktiona, kun intensiivisin hajoamisvaihe on ohitettu. Todellisuudessa kulkeutumiseen kuluvat ajat kasvavat edellä mainituista. Ehrig ja Scheelhaase (1993) saivat tutkimuksissaan typen puoliintumisajaksi 72-82 vuotta. Tutkimuksessa tosin mitatut ja lasketut arvot vaihtelivat paljon, mikä kuvastaa taseiden määrittämisen epävarmuutta. Jossain vaiheessa suotoveden pitoisuudet alenevat niin pienelle tasolle, että ne vastaavat luonnonvesien pitoisuuksia. Jätteestä liuenneesta fosforista osa on sitoutunut metalleihin fosfaateiksi ja saostunut täyttöön. Todennäköisesti helposti hajoava fosfori ei koskaan vapaudu täytöstä täysin. Siksi fosforin poistuma suhteessa typpeen on vain 1:37.



## 8. JOHTOPÄÄTÖKSET

Vesitaseen tarkkaa selvittämistä varten tulee kerätä yksityiskohtaista lähtötietoaineistoa suhteellisen helposti mitattavista parametreista, joita ovat virtaama ja sadanta. Lähtöaineiston oikeellisuus ja riittävyys luovat pohjan laskennalle. Vesitaseen muiden komponenttien, erityisesti haihdunnan ja jätetäytön kosteuspitoisuuden muutoksen mittaaminen luotettavasti on hankalaa. On vaikeaa löytää luotettavaa in situ - kosteuden mittaussuunnitelmaa, joka on helppo kalibroida. Mittauksia varten valitun neutronimittarinkin kalibrointi ja vertailu gravimetrisen menetelmään oli työlästä. Itse mittaustyö neutronimittarilla on teknisesti varsin helppo toteuttaa.

Tutkimusjakso 1.6.-30.11.1994 oli poikkeuksellinen sadannan ja haihdunnan osalta. Heinäkuu oli lähes sateeton ja syyskuu tavallista runsassateisempi. Tutkimusjakson aikana haihdunta oli heinäkuussa tavanomaista suurempaa ja kesäkuussa tavanomaista pienempää. Jätetäytön veden varastotila pieneni heinäkuussa normaalia enemmän, koska haihdunta oli runsasta lämpimän ja aurinkoisin sään vuoksi ja sadanta olematonta. Haihdunnan ja suotoveden yhteismäärä ylittivät selvästi sadannan. Alueen 2 valunta oli kesäaikaan pieni muiden alueiden valuntaan nähden. Se voi johtua siitä, että kevään sulamisvedet ovat suotautuneet alueen 2 läpi nopeammin kuin muiden alueiden. Heinäkuussa 1994 valunnan osuus sadannasta vaihteli alueittain 50 %:sta 225 %:iin.

Jätenäytteiden gravimetrisen kosteuden määrittämisen perusteella arvioidut jätetäyttöjen 1 ja 2 kosteuspitoisuudet sisältävät paljon oletuksia kosteuspitoisuuden jakaumasta. Tulokset kuitenkin tarkentuvat tämän tutkimuksen jälkeen tehtävien jatkotutkimusten aikana. Kuivapainosta lasketut keskimääräiset kosteuspitoisuudet (alue 1: 52 % ja alue 2: orsiveden vaikutus huomioon otettuna 61 %) kuitenkin vastaavat melko hyvin kirjallisuuden mukaisia jätteen kenttäkapasiteetin arvoja, jotka vaihtelevat välillä 51-62 % kuivapainosta (Blakey, 1992 ja Tchobanoglous et al., 1993). Jätetäytön orsivesi on irtonaista, padottunutta vettä, joka ei vaikuta jätemateriaalin kenttäkapasiteettiin. Täytön vesipitoisuus vaihtelee eniten pintakerroksissa sateen ja haihdunnan vaikutuksesta. Jätetäytön pintaosien kenttäkapasiteetti on suurempi kuin pohjaosien. Siksi vesipitoisuus pienenee syvemmällä täytössä, ja vaihtelut tasaantuvat.

Suurimmat suotovesimäärät esiintyvät keuhaisin lumen sulamisen aikoihin. Vuotuinen koko kaatopaikan suotovesien osuus sadannasta on vakiintumassa noin 40 %:iin.

Pumpattujen suotovesimäärien avulla laskettu koko vuoden vesitase osoitti, että vesimäärä kaatopaikka-alueella lisääntyi 95 mm vuonna 1994. Vesimäärä jätetäytöissä lisääntyi siten yhteensä noin 47 700 m<sup>3</sup>. Toisaalta pumpatut vesimäärät eivät kerro

todellista kuukausittaista kaatopaikalta poistuvaa virtaamaa. Purkuputken ja pumppaamon välissä on kattamaton tasausallas, johon kaikkien alueiden suotovettä varastoidaan. Tasausaltaan vesivarasto kuluu pumppauksen ja haihdunnan vaikutuksesta ja lisääntyy sateiden aikana. Vertailtaessa pumpatuista vesimääristä laskettuja koko kaatopaikan suotovesimääriä ja mitattuja koko kaatopaikan suotovesimääriä on tultu siihen johtopäätökseen, että pumpatuista vesimääristä laskettu vuoden 1994 suotovesimäärä oli todellista pienempi. Asian tarkentamiseksi tulee jatkossa tarkkailla eri alueiden virtaamia jatkuvasti ja selvittää mittauksin hyötykäyttö- ja vastaanottoalueen vesimäärien todellinen osuus pumpatusta vedestä.

Tutkimusjakson 1.6.-30.11.1994 aikana mitatutuista alueittaisista virtaamista lasketut kuukausivirtaamat perustuvat oletuksiin, että virtaama on mittausvälin aikana pysynyt vakiona. Parempaa lähtötietoa laskentaan ei ollut saatavissa, joten kuukausivirtaamien avulla laskettuja alueittaisia vesitaseita voidaan pitää vain suuntaa antavina. Tutkimusjakson aikana kesäkuusta marraskuun loppuun veden varastotilavuus on pienentynyt alueilla 1 (53 mm) ja 3-4 (74 mm). Alueella 2 se on pysynyt suurin piirtein ennallaan. Verrattaessa koko vuoden taseeseen, tuloksen perusteella kesä- ja syyskaudella varastotilavuus näyttää pienenevän ja talvi- ja kevätkaudella kasvavan.

Syynä alueen 2 vesitaseen erilaisuuteen on luultavasti alueen topografia ja pohjan muoto. Alue 2 on jyrkkärinteisempi kuin alue 1, joten lumen sulamisvesiä valuu pintavaluntana pois enemmän alueelta 2 kuin alueelta 1. Pohja on melkoisen kalteva, mikä edesauttaa keväällä suotautuneiden vesien purkautumista nopeasti ulos täytöstä. Lisäksi vesi pääsee virtaamaan vaakasuunnassa täytössä 2, koska vesiä purkautuu paikoin täytön pintaan. Kesän 1994 alussa jätepenkereessä 2 oli vähemmän kevään sulamisvesiä kuin alueilla 1 ja 3-4. Kesällä alueen 2 valunta oli selvästi muiden alueiden valuntaa alhaisemmalla tasolla. Syksyllä valunta nousi suurimmaksi hyvin nopeasti, mikä kuvastaa veden nopeata kulkua täytön 2 läpi.

Vuosien 1988-1994 kaatopaikan keskimääräisistä ainekuormituksista on havaittavissa typpikuormituksen nouseva trendi. Fosforin pitoisuudet ovat yleensä pieniä. Sen kuormitus on suurimmillaan maksimivirtaamien aikaan. Suurimmat orgaaniset ainekuormat tulivat alueelta 1 sekä hehtaaria että jätetonnia kohti laskettuna. COD, haihtuvat rasvahappo- (VFA) ja BOD -kuormat olivat viisin-kuusinkertaiset verrattuna muihin täyttöalueisiin. Ammoniumtyppi ja kokonaisfosfori olivat sen sijaan samalla tasolla kuin muilla alueilla. Alueen 1 vesien pH oli alhaisempi kuin muiden alueiden. Kaikkien suotovesien BOD/COD -suhde oli korkea, mikä osoittaa alueiden stabiloitumiseen vielä kuluvan aikaa. Alueen 1 metallipitoisuudet olivat selvästi



suuremmat kuin muilla alueilla, mikä voi johtua alhaisemmasta pH:sta. Alueen 1 suotovedet ovat muiden alueiden vesiä selvästi toksisempia Suomenojan aktiivilietteelle. Se johtunee suurista orgaanisista ainekuormituksista, metallipitoisuuksista tai näiden yhteisvaikutuksista. Toksisuuden aiheuttajan tarkempi selvittäminen vaatii lisätutkimuksia. Tehtyjen analyysien perusteella jätetäytössä 1 on vielä happokäyminen käynnissä. Saksalaisen kaasunmittausyritys Lambdan kaasuanalyysien mukaan noin 50 % purkautuvasta kaasusta on metaania, joten todennäköisesti osa täyttöalueesta on jo siirtynyt metaanivaiheeseen. Täyttöalue 2 on lähempänä metaanivaihetta kuin alue 1.

Kaatopaikan suotoveden kuormitushuippu osui tutkimusajana suurimpien virtaamien aikaan syksyllä. Suotoveden ainepitoisuudet (mg/l) ovat kesällä suurempia kuin syksyllä, mutta syksykin ainepitoisuudet ovat veden määrään nähden korkeita. Yleensä suurimmat virtaamat mitataan keväällä, joten vuoden kuormitushuippu ajoittuu kevääseen lumen sulamisen aikoihin. Tutkimuksessa lasketut aluekohtaiset keskimääräiset kuormitukset todennäköisesti kasvavat jonkin verran, kun koko vuoden ainepitoisuudet ovat tarkastelussa mukana.

Massavirtojen eri vuodenaikojen kuormituserojen selvittämiseksi ja tulevaisuuden virtojen ennustamiseksi tulee eri aineiden pitoisuuksia kaasussa ja suotovedessä seurata useiden vuosien ajan. Kirjallisuusosassa annetut hajoamista ennustavat kaavat 14, 15, 17 ja 18 eivät olleet tiedon rajallisuuden vuoksi tässä tutkimuksessa käyttökelpoisia. Lähtötietojen lisääntyessä niitä voidaan soveltaa Ämmäsuon massavirtojen ennustamisessa. Jätteen koostumuksesta liittyen kaatopaikan hajoamiseen ei ole tehty kovinkaan runsaasti yksityiskohtaisia tutkimuksia, vaikka se on tärkeä hajoamisprosesseihin vaikuttava tekijä. Kaatopaikalle tulevan jätteen eri fraktiot ja niiden ainepitoisuudet tulisikin selvittää ainetaseen pohjaksi. Sen lisäksi tulisi määrittää hajoamisen eri vaiheissa olevien jätteiden ainepitoisuudet, jolloin voidaan laskea poistuneita ja hajonneita aineosuuksia.

Kaatopaikkakaasun hiilen ainevirta (noin  $2 \text{ g}/(\text{kg} \cdot \text{a})$ ) on pienempi kuin Baccinin et al. (1987) tutkimuksissa saatu virta. Kaasun laatu vaikuttaa hiilen virtaan, koska metaanin mukana kulkeutuu enemmän hiiltä alkuaineena kuin hiilidioksidin. Alue 2 tuottaa metaania hieman enemmän kuin alue 1, joten alueella 2 olosuhteet metaanin tuottamiseen ovat paremmat kuin alueella 1 (vrt. pH, VFA). Alueen 1 suotoveden orgaanisen kokonaishiilen kuormitus on yli neljä kertaa suurempi kuin alueen 2. Hiilen kulkeutumissuhde kaasufaasissa ja vesifaasissa on alueella 1 16 ja alueella 2 72. Koska kaasun mukana kulkeutuu yleensä helposti hajoavaa ainesta moninkertaisesti suotoveteen



verrattuna (Baccini et al., 1987), alueen 1 kaasuntuoton maksimia ei ole todennäköisesti vielä saavutettu.

Suomen oloissa orgaanisen aineen hajoaminen on hitaampaa kuin Keski-Euroopassa (Belevi ja Baccini, 1989) ja Yhdysvalloissa (Tchobanoglous et al., 1993) tehdyt tutkimukset osoittavat. Hiilen suuri kuormitus Ämmäsuolla jatkuu pitempään kuin 10 vuotta tasaisena tai sitten kuormitushuippu on vasta tulossa. Helposti hajoavan hiilen poistumiseen täytöistä kuluisi nykyisenlaisella vakiokuormituksella 70 vuotta. Tarkemman hiilitaseen laskemiseksi tarvitaan lisätietoja jätteen nykyisistä hiilipitoisuuksista.

Kiinteän jätteen typpi- ja fosforipitoisuudet (3,5–4 g/kg ja 0,9–1,1 g/kg) vastaavat muiden tutkimusten tuloksia (Belevi ja Baccini, 1989; Ettala et al., 1988; Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta ja Ekono Oy, 1987) varsin hyvin. Typpeä ja fosforia ei juuri poistu kaasun mukana. Suotoveden kuljettamat typpi- ja fosforipitoisuudet ovat moninkertaisesti hiilipitoisuuksia pienemmät. Typpi on silti merkittävä kuormittaja ajatellen esimerkiksi jätevedenpuhdistamoiden typenpoiston vaatimuksia. Fosforin kuormitus on suhteessa typpeen melko mitätön, mutta pitkään kestävä. Fosforin pieniin pitoisuuksiin vaikuttaa fosforin saostuminen täytön sisällä metallifosfaateiksi. Vuodessa Ämmäsuolta poistuu täytössä olevasta tuestä 0,22 % ja fosforista 0,0059 %. Vakiopoistumalla täytöstä poistuvan typen kuormitus kestäisi noin 50 vuotta ja fosforin noin 1650 vuotta. Todellisuudessa aineiden kuormitukset kestävät pitempään, koska suotoveden ja kaasun ainevirrat pienenevät ajan funktiona intensiivisen reaktorivaiheen jälkeen. Laskennassa käytettiin oletuksena 10 %:n poistumaa kokonaismääristä. Poistuman osuus voi olla myös pienempi, jolloin kuormitusajat lyhenevät.

Kirjallisuustutkimuksen perusteella suotoveden kierrätyksestä takaisin jätetäyttöön on hyötyä, jos kierrätyksen tehoa edistetään lisätoimenpitein. pH:n on kaikkein kriittisin parametri tavoiteltaessa tehokasta jätteen metanogeenista hajoamista. Siksi puskurin lisääminen kierrätettävään veteen on kannattavaa. Parhaat hajoamistulokset on saatu, kun kierrätettävään veteen on lisätty puskuria ja ravinteita ja kaatopaikkaan mädätettyä puhdistamolietettä. Suotoveden pitoisuudet ovat pienentyneet ja kaasun tuotto on lisääntynyt. Kierrätys ilman lisätoimenpiteitä ei juuri lisää kaasun tuottoa. Suomen oloissa kierrätyksellä ei kannata tavoitella vesimäärän vähentämistä haihduttamalla, koska haihduntaa esiintyy vain kesäaikaan, jolloin suotovesimäärät ovat pienimmillään. Puskuroidun suotoveden kierrätyksen vaikutusta kaatopaikan hajoamiseen Ämmäsuolla kannattaisi tutkia jatkossa. Mahdollisia kierrätystapoja olisivat kaasukaivojen käyttö, bioreaktoriojat ja tulevaisuudessa nuoren suotoveden kierrätys vanhaan jätetäyttöön.

## 9. SUOSITUKSET

### 9.1. Jatkotoimenpiteet lyhyellä aikavälillä

Lyhyellä aikavälillä tutkimusta Ämmäsuon kaatopaikan vesi- ja ainetaseista on järkevää jatkaa siten, että hydrologinen vuosi saadaan täyteen eli toukokuun loppuun asti 1995. Tutkimusta on tarkoitus jatkaa pääasiassa saman ohjelman mukaan kuin aiemminkin. Erona on se, että myös kaasua pystytään mittaamaan havaintoputkien valmistuttua. Havaintoputket ovat valmiina kosteuden ja kaasun mittausta varten. Jätepenkereen kosteuspitoisuus mitataan neutronimittarilla keväällä 1995 ennen lumen sulamista ja sen jälkeen, jotta saadaan varastotilan muutos selville. Jatkuvat virtaamamittaukset kaatopaikan alueilla 1 ja 2 ovat olleet käytössä vuoden alusta lähtien. Virtaama- ja kosteudenmittauksen osalta tutkimus siis helpottuu, ja tammikuusta toukokuun loppuun 1995 saakka on mahdollista saada jatkuvaa virtaamamittaustietoa, jolloin vesitaseen laskenta tarkentuu.

Jatkotutkimuksissa virtaaman tutkinnan päätarkoituksena on:

1. tarkistaa jatkuvien mittausten tiedon oikeellisuus vertaamalla sitä esimerkiksi hetkellisiin astiamittauksiin
2. alueen 3-4, jossa ei ole jatkuvaa mittausta, suotovesivirtaaman seuranta.

Suotoveden laadun tutkinnassa on mahdollista järjestää näytteenotto suhteessa virtaamamittaustietoihin siten, että suurten virtaamien aikana näytteenotto on tiheää. Jatkuvan näytteenoton mahdollisuudet kannattaa tutkia. Alueen 3-4 suotoveden erillinen näytteenotto on mahdollista toteuttaa sulkemalla virtaamamittauskaivojen sulkuventtiilit, jolloin alueen 1 ja 2 vedet padottuvat jonkin aikaa salaojaputkiin. Jätteen koostumuksen tutkimista tulisi jatkaa siten, että ainakin jätteen orgaaninen kokonaishiili (TOC) määritettäisiin.

Kaasun mittaukset tulisi aloittaa niin pian kuin mahdollista. Kaatopaikkakaasuista:

1. tutkitaan ensimmäisenä alueiden 1 ja 2 havaintoputkien vaikutussäteet
2. seurataan kaasun virtaamaa yhdestä putkesta kerrallaan jatkuvana mittauksena ja tehdään silloin tällöin mittauskierron kaikista putkista hetkellisen virtaaman selvittämiseksi
3. mitataan kaasun koostumusta
4. mitataan kaasun ja ympäröivän ilman lämpötilaa.



## 9.2. Ehdotus mittausohjelmaksi

Kaatopaikan tarkkailu voidaan jakaa käyttö- ja velvoitetarkkailuun. Velvoitetarkkailu tuottaa tietoa viranomaisten käyttöön. Käyttötarkkailun on tarkoitus palvella kaatopaikan hoitohenkilökunnan tarpeita kaatopaikkaprosessien hallinnassa. Sen tulisi olla yksityiskohtaisempi kuin velvoitetarkkailun. Nämä kaksi eri tarkkailumuotoa ovat myös yhdistettävissä. Tämän tutkimuksen perusteella velvoitetarkkailun tulokset suositellaan suhteutettaviksi todellisiin vesimääriin näytteenottohetkellä, jotta laskettu vuosikuormitus on nykyistä lähempänä totuutta.

### Ehdotus käyttötarkkailun mittausohjelmaksi:

Käyttötarkkailussa eri alueiden vesi- ja ainetaseita tutkitaan erikseen. Vesitase lasketaan puolen vuoden aikavälein helmikuusta heinäkuuhun ja elokuusta tammikuuhun, koska molemmat jaksot sisältävät sekä kuivan että märän kauden. Tarvittaessa vesitase voidaan määrittää myös kuukauden välein. Ainetaseista seurataan suotoveden ja kaasun kuormitusta säännöllisesti. Ainetaseet lasketaan vuoden aikavälein. Jatkotutkimuksen aikana myös mittausohjelma tarkentuu, kun tiedossa ovat koko vuoden taseet.

Vesitaseen määrittystä varten tehtävä seuranta:

- eri alueiden virtaaman jatkuva seuranta (rekisteröinti tuntikeskiarvoina)
  - tiedoista lasketaan kuukausivirtaamat ja selvitetään kausivaihtelut
- sadannan ja muiden säähavaintojen jatkuva seuranta kaatopaikka-alueella
  - sadanta- ja muista säätiedoista lasketaan korjatut kuukausisadannat ja kuukausitason haihdunta
- in situ -kosteusmittaus vähintään kaksi kertaa vuodessa varastotilan muutoksen arviointia varten

Ainetaseen ja ainekuormitusten määrittystä varten tehtävä seuranta:

- eri alueiden suotoveden näytteenotto noin 12 kertaa vuodessa virtaamapainotettuna siten, että suurien virtaamien aikaan näytteitä otetaan useammin kuin pienien
  - automaattinen suotoveden näytteenotto, jolloin otetaan noin viikon kokoomanäyte virtaamapainotetusti
  - teetettävät analyysit samat kuin tässä tutkimuksessa, muutoksia tehdään tarpeen mukaan
- alueiden jätenäytteistä hiilen, typen ja fosforin analysointi noin kerran vuodessa
- kaasun mittausohjelma lyhyen aikavälin jatkotutkimuksen aikana.



**LÄHDELUETTELO:**

Andreottola, G. ja Cannas, P., 1992, Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate, teoksessa: Christensen, T., Cossu, R. ja Stegmann, R. (toim.): **Landfilling of Waste: Leachate**, Elsevier Science Publishers Ltd, Lontoo, Iso-Britannia, s. 65-88, ISBN 1-85166-733-4

Assmuth, T., Poutanen, H., Strandberg, T., Melanen, M., Penttilä, S. ja Kalevi, K., 1990, Kaatopaikkojen ongelmajätteiden ympäristövaikutukset, Riskikaatopaikkatutkimuksen pääraportti, **Vesi- ja Ympäristöhallituksen julkaisuja - sarja A, no 67**, Vesi- ja Ympäristöhallitus, Helsinki, 211 s., ISBN 951-47-4281-8

Baccini, P., Henseler, G., Figi, R. ja Belevi, H., 1987, Water and Element Balances of Municipal Solid Waste Landfills, **Waste Management & Research**, s. 483-499

Baetz, B. ja Byer, P., 1989, Moisture Control During Landfill Operation, **Waste Management & Research**, vol 7, s. 259-275

Barlaz, M., Milke, M. ja Ham, R., 1987, Gas Production Parameters in Sanitary Landfill Simulators, **Waste Management & Research**, vol 5, no 1, s. 27-39

Belevi, H. ja Baccini, P., 1989, Water and Element Fluxes from Sanitary Landfills, teoksessa: Christensen, T., Cossu, R. ja Stegmann, R. (toim.): **Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact**, Academic Press, Lontoo, Iso-Britannia, s. 391-397, ISBN 0-12-174255-5

Belevi, H. ja Baccini, P., 1989a, Long-term Behavior of Municipal Solid Waste Landfills, **Waste Management & Research**, Vol 7, No 1, s. 43-56

Belevi, H. ja Baccini, P., 1992, Long -Term Leachate Emissions from Municipal Solid Waste Landfills, teoksessa: Christensen, T., Cossu, R. ja Stegmann, R. (toim.): **Landfilling of Waste: Leachate**, Elsevier Science Publishers Ltd, Lontoo, Iso-Britannia, s. 431-440, ISBN 1-85166-733-4

Blakey, N., 1992, Model Prediction of Landfill Leachate Production, teoksessa: Christensen, T., Cossu, R. ja Stegmann, R. (toim.): **Landfilling of Waste: Leachate**, Elsevier Science Publishers Ltd, Lontoo, Iso-Britannia, s. 17-34, ISBN 1-85166-733-4

Blight, G., Ball, J. ja Blight, J., 1991, Moisture Distribution in Sanitary Landfills, teoksessa: **Proceedings Sardinia 91, Third International Landfill Symposium**, S. Margherita de Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, 14-18 October 1991, s. 813-822

Blight, G., Hojem, D. ja Ball, J., Production of Landfill Leachate in Water Deficient Areas, teoksessa: Christensen, T., Cossu, R. ja Stegmann, R. (toim.): **Landfilling of Waste: Leachate**, Elsevier Science Publishers Ltd, Lontoo, Iso-Britannia, s. 35-52, ISBN 1-85166-733-4

Bogner, J. ja Spokas, K., 1993, Landfill CH<sub>4</sub>: Rates, Fates and Role in Global Carbon Cycle, **Chemosphere**, Vol. 26, Nos. 1-4, s. 369-386

Bogner, J., Spokas, K. ja Jolas, J., 1993, Comparison of Measured and Calculated Methane Emissions, Teoksessa: Christensen, T., Cossu, R. ja Stegmann, R. (toim.): **Proceedings Sardinia 93, Fourth International Landfill Symposium**, S. Margherita de Pula (Cagliari) Sardinia, Italy, 11-15 October 1993, s. 605-616

Canziani, R. ja Cossu, R., 1989, Landfill Hydrology and Leachate Production, teoksessa: Christensen, T., Cossu, R. ja Stegmann, R. (toim.): **Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact**, Academic Press, Lontoo, Iso-Britannia, s. 185-212, ISBN 0-12-174255-5

Cheung, K., Chu, L. ja Wong, M., 1993, Toxic Effect of Landfill Leachate on Microalgae, **Water, Air and Soil Pollution**, Vol 69, No 3-4, s. 337-349

Christensen, T. ja Kjeldsen, P., 1989, Basic Biochemical Processes in Landfills, Teoksessa: Christensen, T., Cossu, R., ja Stegmann, R., (toim.), **Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact**, Academic Press, London, ss. 29-50

Christensen, T., Kjeldsen, P. ja Stegmann, R., 1992, Effects of Landfill Management Procedures on Landfill Stabilization and Leachate and Gas Quality, Teoksessa: Christensen, T., Cossu, R. ja Stegmann, R. (toim.): **Landfilling of Waste: Leachate**, Elsevier Science Publishers Ltd, Lontoo, Iso-Britannia, s. 119-137

Christiansen, K., 1985, Lossepladsens selvrensende effekt på perkolat, **Behandling af perkolat fra lossepladser, Seminarium: København den 10-11 oktober 1984**, Nordiska Ministerrådet, Helsingfors, s. 162-176, ISBN 951-46-8922-4

Crawford, J. ja Smith, P., 1985, **Landfill Technology**, Butterworths, Lontoo, Iso-Britannia, 159 s., ISBN 0-408-01407-5

Crowhurst, D., 1987, **Measurement of gas emissions from contaminated land**, Building Research Establishment Report, Crown, 25 s. ISBN 0 85125 246 X

Demetracopoulos, A., Korfiatis, G., Bourodimos, E. ja Nawy, E., 1986, Unsaturated Flow through Solid Waste Landfills: Model and Sensitivity Analysis, **Water Resource Bulletin**, American Water Resources Association, vol 22, no 4, s. 601-609

Demetracopoulos, A., A. M. ASCE, Sehayek, L. ja Erdogan, H., 1986a, Modeling Leachate Production from Municipal Landfills, **Journal of Environmental Engineering**, ASCE, vol 112, no 5, s. 849-866

Department of the Environment: Analysis of Raw, Potable and Waste Waters, Volatile Acids, 1972, vol 83:1521<sup>00j</sup>, Her Majesty's Stationary Office, London

Ehrig, H.-J., 1983, Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate, **Waste Management & Research**, Vol. 1, s. 53-68

Ehrig, H.-J. ja Scheelhaase, T., 1993, Pollution Potential and Long Term Behaviour of Sanitary Landfills, Teoksessa: Christensen, T., Cossu, R. ja Stegmann, R. (toim.): **Proceedings Sardinia 93, Fourth International Landfill Symposium**, S. Margherita de Pula (Cagliari) Sardinia, Italy, 11-15 October 1993, s. 1203-1225

EPA, 1993, **Subsurface Characterization and Monitoring Techniques: A Desk Reference Guide**, Volume II: The Vadose Zone, Field Screening, and Analytical Methods, Appendices C and D, United States Environmental Protection Agency, Valmistellut: Eastern Research Group

Ettala, M., 1985, **Kaatopaikkavesikastelun vaikutus biomassatuotokseen ja haihduntaan jätepenkereellä**, Lisensiaattityö, Teknillinen korkeakoulu, 103 s.

Ettala, M., 1986, Snow Cover and Maximum Leachate Discharge of a Sanitary Landfill, **Aqua Fennica**, vol. 16, no 2, s 187-202, ISSN 0356-7133

Ettala, M., 1987, Infiltration and Hydraulic Conductivity at a Sanitary Landfill, **Aqua Fennica**, Vol 17, no. 1, s. 69-86, ISSN 0356-7133



Ettala, M., 1988, Evapotranspiration from a *Salix aquatica* Plantation at a Sanitary Landfill, **Aqua Fennica**, Vol 18, no. 1, s. 3-14, ISSN 0356-7133

Ettala, M., Rahkonen, P., Kitunen, V., Valo, O. ja Salkinoja-Salonen, M., 1988, Quality of Refuse, Gas and Water at a Sanitary Landfill, **Aqua Fennica**, Vol 18, No 1, s. 15-28

Farhugar, C. ja Rovers, F., 1973, Gas Production during Refuse Decomposition, **Water, Air and Soil Pollution**, 2, s. 483-495

Fenn, D., Hanley, K. ja DeGeare, T., 1975, Use of the Water Balance Method for Predicting Leachate Generation from Solid Waste Disposal Sites, Washington DC, U.S. **Environmental Protection Agency, report no SW-168, PB87-194643**, 40 s.

Figuerola, R., 1993, Methane Oxidation in Landfill Top Soils, Teoksessa: **Proceedings Sardinia 93, Fourth International Landfill Symposium**, S. Margherita de Pula (Cagliari) Sardinia, Italy, 11-15 October 1993, s. 701-715

Hasselgren, K., Nilsson, P. ja SNV, 1992, Lakvattenbehandling - lokala metoder för bahandling av lakvatten från avfallsupplag, Statens Naturvårdsverk, Solna, Depå 90, **Naturvårdsverkets Rapport 4052**, ISBN 91-620-4052-9, 54 s.

Her Majesty's Inspectorate of Pollution, 1989, **Waste Management Paper No 27**, The Control of Landfill Gas, A Technical memorandum on the monitoring and control of landfill gas, Lontoo, 56 s., ISBN 0 11 752175 2

Holmes, R., 1984, Comparison of Different Methods of Estimating Infiltration at a Landfill Site in South Essex with Implications for Leachate Management, **Q. J. Eng. Geol.**, London, Vol 17, s. 9-18

ISO 8192-1986 (E), Water quality - Test for inhibition of oxygen consumption by activated sludge, International Organization for Standardization

ISO 9509-1986 (E), Water quality - Method for assessing the inhibition of nitrification of activated sludge micro-organisms by chemicals and waste waters, International Organization for Standardization

Jäger, B. ja Wiemer, K., 1981, Möglichkeiten der Sickerwasser-Minimierung in aggeschlossenen Deponien, **5. Europäisches Abwasser- und Abfallsymposium EAS, München**, Documentation, s.689-700, referoinut Ettala, 1985

Karlqvist, L. ja Olsson, T., 1983, Hydrogeologiska förutsättningar för reduktion av lakvattenbildningen vid avfallsupplag, **Statens Naturvårdverk, PM nr 1647**, Stockholm, Sverige, 76 s.

Karlqvist, L., 1987, **Hydrogeological Aspects of Leachate Production at Disposal Sites**, Licentiatavhandling, Kvartärgeologiska Avdelningen, Uppsala Universitet, Sverige, 63 s.

Karvonen, T., apul.prof, ja Vakkilainen, P., prof., Teknillinen korkeakoulu, Vesitalouden ja vesirakennuksen laboratorio, Suullinen tiedonanto, 19.12.1994

Kinman, R., Nutini, D., Walsh, J., Vogt, G., Stamm, J. ja Rickabaugh, J., 1987, Gas Enhancement Techniques in Landfill Simulators, **Waste Management & Research**, vol 5, no 1, s. 13-25

Knox, K., 1985, Leachate Production, Control and Treatment, teoksessa: Porteous, A. (toim.), **Hazardous Waste Management**, Butterworth & Co Ltd, London, s. 98-145

Korfiatis, G., Demetracopoulos, A., Associate Members, ASCE, Bouredimos, E. ja Nawy, E., Members, ASCE, 1984, Moisture Transport in a Solid Waste Column, **Journal of Environmental Engineering**, vol 110, no 4, ASCE, s. 780-796

Kouzeli-Katsiri, A., Christoulas, D. ja Bosdogianni, A., 1993, Leachate Degradation after Recirculation, teoksessa: **Proceedings Sardinia 93, Fourth International Landfill Symposium**, S. Margherita de Pula (Cagliari) Sardinia, Italy, 11-15 October 1993, ss. 1007-1018

Krantz, B. ja Bailey, S., 1990, An Evaluation of Predictive Models Ability to Estimate Leachate Generation, Presentation at the **Thirteenth Annual Madison Waste Conference**, September 19-20, 1990, Department of Engineering Professional Development, University of Wisconsin-Madison, s. 1-13

Kristensen, P., 1992, Ecotoxicological Characteristics of Landfill Leachate, Teoksessa: Christensen, T., Cossu, R. ja Stegmann, R. (toim.): **Landfilling of Waste: Leachate**, Elsevier Science Publishers Ltd, Lontoo, Iso-Britannia, s. 89-105



Kuusisto, E., 1986a, Hydrologian meteorologisia perusteita, teoksessa: Mustonen, S. (toim.): **Sovellettu Hydrologia**, Vesiyhdistys, Mäntän kirjapaino Oy, Mänttä, 503 s.

Kuusisto, E., 1986b, Sädanta, teoksessa: Mustonen, S. (toim.): **Sovellettu Hydrologia**, Vesiyhdistys, Mäntän kirjapaino Oy, Mänttä, 503 s.

Lambolez, L., Meffre, C., Vasseur, P., Bouchelaghem, A. ja Gisbert, T., 1993, Leachate Toxicity in Relation to Industrial Waste Landfill, Teoksessa: **Proceedings Sardinia 93, Fourth International Landfill Symposium**, S. Margherita de Pula (Cagliari) Sardinia, Italy, 11-15 October 1993, s. 859-866

Leckie, J., Pacey, J., Members, ASCE, ja Halvadakis, C., 1979, Landfill Management with Moisture Control, **Journal of the Environmental Engineering Division**, ASCE, vol 105, no EE2, s.337-355

Leuschner, A., 1989, Enhancement of Degradation: Laboratory Scale Experiments, Teoksessa: Christensen, T., Cossu, R., ja Stegmann, R., (toim.), **Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact**, Academic Press, London, ss. 83-102

Lu, J., et al., 1981, Leachate Production and Management from Municipal Landfills: Summary and Assessment, **Report in fulfillment of US-EPA contract no. 68-03-2861**, US-EPA, Cincinnati, Ohio, referoinut Canziani ja Cossu, 1989

Lu, J., Eichenberger, B. ja Stearns, R., 1985, Leachate from Municipal Landfills, **Production and Management, Pollution Technology Review**, USA, vol 119, ISBN 0-8155-1021-7, 453 s.

Mack, M-J., 1992, MILL (Computer) Model Investigation of Landfill Leachate, Presentation at the **Fifteenth Annual Madison Waste Conference, Municipal and Industrial Waste**, September 23-24, 1992, Department of Engineering Professional Development, University of Wisconsin-Madison, s. 123-139

Noble, G., 1976, **Sanitary Landfill Design Book**, Technomic Publishing Co., Westport, USA, referoinut Canziani ja Cossu, 1989

OECD, 1987, Guidelines for Testing of Chemicals, Activated Sludge, Respiration Inhibition Test, Test no 209



Pelkonen, M. ja Innala, T., Ämmässuon kaatopaikan vesi- ja ainetasetarkastelu, Teoksessa: Pelkonen, M. (toim.): **Neljäs jätehuollon tutkimusseminaari 1994**, Teknillinen korkeakoulu, Vesihuoltotekniikan laboratorio, Julkaisu/Report 14, Otaniemi, s. 131-141

Perrier, R. ja Gibson, A., 1981, Hydrologic Simulation on Solid Waste Disposal Sites, EPA-530/SW-868, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, referoinut Saarela, 1993

Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta, 1991, Pääkaupunkiseudun yhdyskuntajätteen koostumus 1990, **Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1991:3**

Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta, 1992, Ämmässuon kaatopaikan viemäriin pumpattavien vesien, vesistövesien ja pohjavesien tarkkailu v. 1992, Oy Vesi-Hydro Ab

Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta, 1993, Ämmässuon kaatopaikan viemäriin pumpattavien vesien, vesistövesien ja pohjavesien tarkkailu v. 1993, Oy Vesi-Hydro Ab

Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta, 1994, Kaasuemissiokartoitus Ämmässuon kaatopaikalla 1. täyttöalueella, **Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1994:25**, 22 s.

Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta, 1994a, Kaasuemissiokartoitus Ämmässuon kaatopaikalla 2. täyttöalueella, **Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1994:26**, 22 s.

Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta ja Ekono Oy, 1987, Kaatopaikkakaasun käyttöönottokokeilu Helsingissä Vuosaaren kaatopaikalla, **Kauppa- ja teollisuusministeriö**, sarja D:134, Helsinki, 107 s., ISBN 951-47-0824-5

Reinikainen, A. ja Tanskanen, J.-H., 1992, Yhdyskuntajätteen kaatopaikan suotovesien käsittelyvaihtoehdot, **Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja**, nro 443, Vesi- ja Ympäristöhallitus, Helsinki, 76 s.

Rice, J., Vorhees, M. ja Okeke, A., 1985, Use of Cell Model in Predicting Liquids Movement and Levels in a Landfill Site, The 6th National Conference on Management of Uncontrolled Hazardous Waste Sites, November 4-6, 1985, Washington DC, s.182-188, referoinut Saarela, 1993

Robinson, H. ja Maris, P., 1985, The Treatment of Leachates from Domestic Waste in Landfill Sites, **Journal Water Pollution Control Federation**, vol 57, no 1, s. 30-38

Rudolph, K.-U., 1987, Deponiesickerwasserbehandlung in Gasdomen, **Müll und Abfall**, vol 19, no 1, s. 25-29

Rudolph, K.-U., Köppke, K.-E., Gellert, M. ja Rudolph, A., 1988, **Leistungs- und Kostenvergleich von Deponiesickerwasserreinigungsanlagen nach derzeitigem Stand der Technik**, Lehrstuhl für Umwelttechnik und Umweltmanagement, Universität Witten, 230 s.

Saarela, J., 1993, Kaatopaikkojen suotovesien vähentäminen pintarakenteilla, **Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisu- sarja A**, luonnos, 85 s.

Schroeder, P., Gibson, A. ja Smolen, M., 1984a, The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model, User's Guide for Version I, EPA/530-SW-84-009, 1, U.S. **Environmental Protection Agency**, Ofc. of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, 120 s.

Schroeder, P., Gibson, A. ja Smolen, M., 1984b, The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model, Documentation for Version I, EPA/530-SW-84-010, 2, U.S. **Environmental Protection Agency**, Ofc. of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, 254 s.

Schroeder, P., Peyton, R., McEnroe, B. ja Sjustrom, J., 1988, **Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model**, volume III, User's Guide for Version 2, Author's Draft, referoinut Krantz ja Bailey, 1990

Scrudato, R., Pagano, J., Lane, M. ja Hansen, D., 1993, Leachate Recirculation in Normally Placed and Stabilized Refuse, Teoksessa: **Proceedings Sardinia 93, Fourth International Landfill Symposium**, S. Margherita de Pula (Cagliari) Sardinia, Italy, 11-15 October 1993, ss. 969-978

Sewerin, 1993, FID-kaasuanalysaattorin esite

SFS 3005, 1981, Veden alkaliteetin ja asiditeetin määrittäminen. Potentiometrinen titraus, Suomen standardoimisliitto SFS

SFS 3008, 1990, Veden, lietteen ja sedimentin kuiva-aineen ja hehkutusjäännöksen määrittäminen, Suomen standardoimisliitto SFS

SFS 3021, 1979, Veden pH-arvon määrittäminen, Suomen standardoimisliitto SFS

SFS 3026, 1986, Veden kokonaisfosforin määrittäminen. Hajotus peroksidisulfaattilla, Suomen standardoimisliitto SFS

SFS 5504, 1988, Veden kemiallisen hapen kulutuksen (CODCr) määrittäminen suljetulla putkimenetelmällä. Hapetus dikromaattilla, Suomen standardoimisliitto SFS

SFS 5505, 1988, Jäteveden epäorgaanisen ja orgaanisen typen määrittäminen: modifioitu Kjeldahlmenetelmä, Suomen standardoimisliitto SFS

SFS 5508, 1991, Jäteveden biokemiallisen hapen kulutuksen (BOD<sub>7</sub>) määrittäminen. Laimennusmenetelmä. ATU-lisäys, Suomen standardoimisliitto SFS

SFS-EN 27888, 1994, Veden laatu. Sähkönjohtavuuden määrittäminen, Suomen standardoimisliitto SFS

Smith, M., 1993, 8 Landfill Gases, Teoksessa: Cairney, T. (toim.): **Contaminated Land, Problems and Solution**, Blackie Academic & Professional, London, s. 160-190, ISBN 0-87371-870-4

Solantie, R., fil.lis, Ilmatieteen laitos, haastattelu, 17.1.1995

Stegmann, R. ja Spendlin, H., 1989, Enhancement of Degradation: German Experiences, Teoksessa: Christensen, T., Cossu, R., ja Stegmann, R., (toim.), **Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact**, Academic Press, London, s. 61-82, ISBN 0-12-174255-5

Tchobanoglous, G., Theisen, H. ja Vigil, S., 1993, **Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues**, McGraw-Hill, Inc., Singapore, 978 s., ISBN 0-07-112865-4

Tittlebaum, M., 1982, Organic Carbon Content Stabilization through Landfill Leachate Recirculation, **Journal Water Pollution Control Federation**, vol 54, no 5, s. 428-433



Vakkilainen, P., 1982, Maa-alueelta tapahtuvan haihdunnan arvioinnista, Oulu, Acta Universitatis Ouluensis, Series C. Technica nro 20 Artes Constructionum nro 6, 146 s.

Vakkilainen, P., 1986, Haihdunta, teoksessa: Mustonen, S. (toim.): **Sovellettu Hydrologia**, Vesiyhdistys, Mäntän kirjapaino Oy, Mänttä, 503 s.

Vakkilainen, P., 1986b, Maavedet (6.1-6.3), teoksessa: Mustonen, S. (toim.): **Sovellettu Hydrologia**, Vesiyhdistys, Mäntän kirjapaino Oy, Mänttä, 503 s.

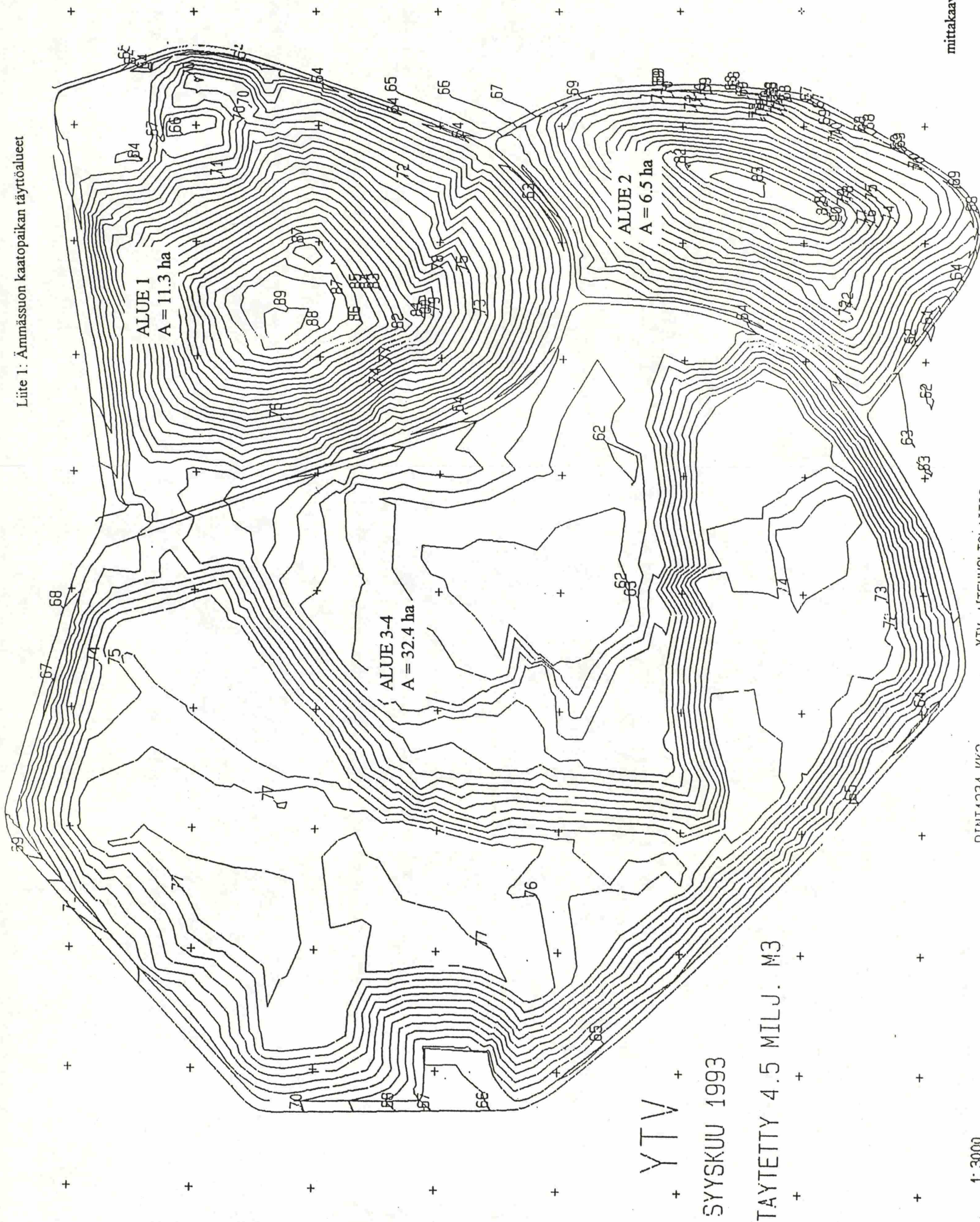
Wahlström, M., 1994, Jätteiden liukoisuustestit - uuden standardointityön tuloksia, Teoksessa: Pelkonen, M. (toim.): **Neljäs jätehuollon tutkimusseminaari 1994**, Teknillinen korkeakoulu, Vesihuoltotekniikan laboratorio, Julkaisu/Report 14, Otaniemi, s. 80-90

**LIITELUETTELO**

- Liite 1: Ämmäsuon kaatopaikan täyttöalueet
- Liite 2: Havaintoputkien sijainnit alueella 1 ja 2
- Liite 3: Jätenäytteiden gravimetrisesti mitatut kosteudet eri havaintoputkissa
- Liite 4: Inhibitiokokeiden koejärjestelyt
- Liite 5: Ämmäsuon suotovesien virtaamat ja ainepitoisuudet



Liite 1: Ämmäsuon kaatopaikan täyttöalueet



mittakaava 1:3000

YTV J[TEHUOLTO]LAITOS

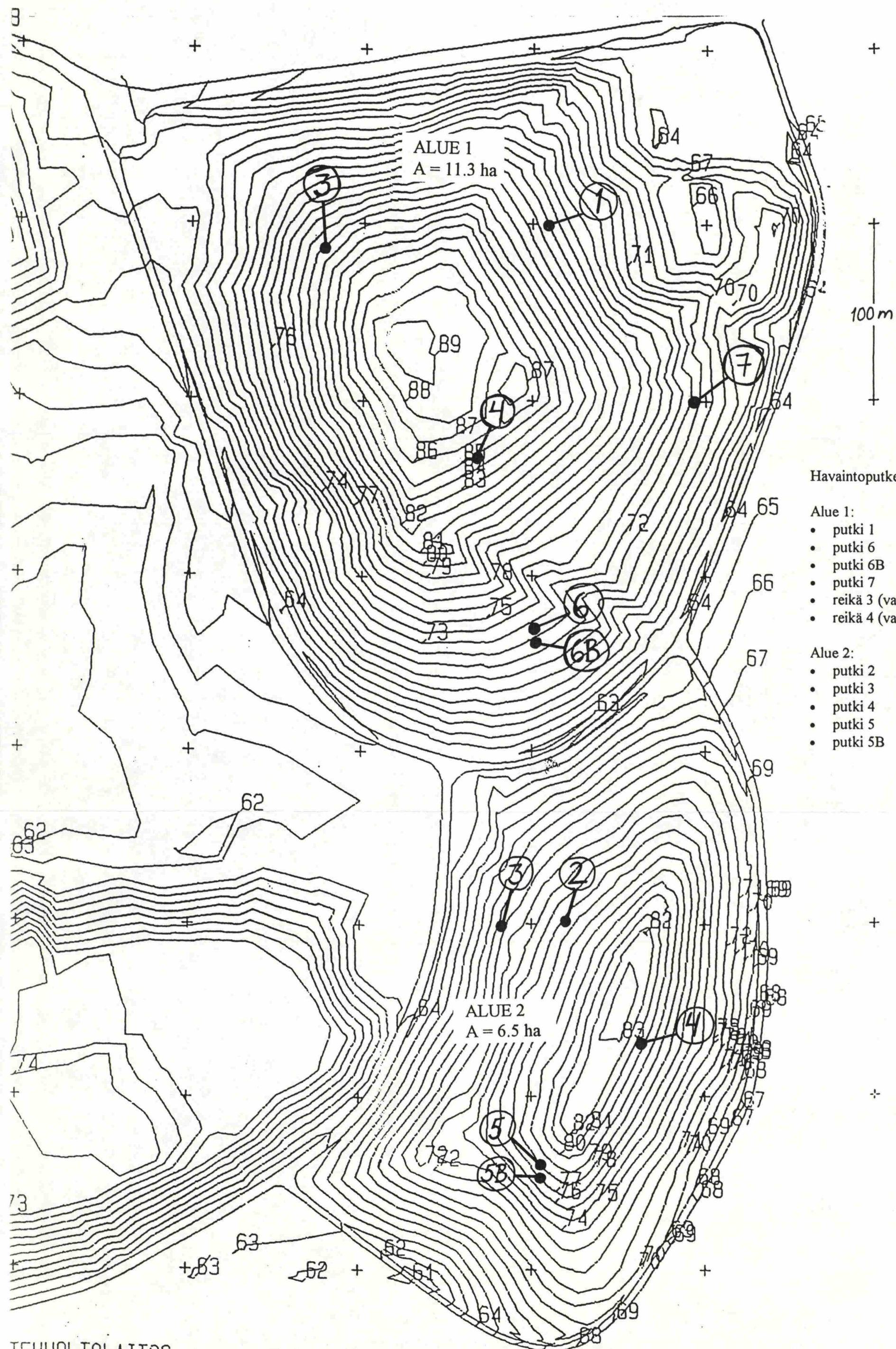
PINT1234.KK2

29151

80243

1: 3000







Havaintoputkien gravimetrisesti määritetyt kosteudet  
Tuulia Innala 20.1.1995

Ämmässuo 1			
kosteusprosentti %			
putki 1	syvyys (m)	kuivapainosta	märkäpainosta
0-1 m	0.5	48	33
1-2 m	1.5	36	26
2-3 m	2.5	47	32
7-8 m	7.5	51	34
8.6 -9.6 m	9	56	36

Ämmässuo 1			
kosteusprosentti %			
reikä 3	syvyys (m)	kuivapainosta	märkäpainosta
0-1 m	0.5	59	37
1-2 m	1.5	91	48
2-3 m	2.5	74	42
3-4 m	3.5	33	24
7-8 m	7.5	38	27
11 m	11	49	33

Ämmässuo 1			
kosteusprosentti %			
reikä 4	syvyys (m)	kuivapainosta	märkäpainosta
0-1 m	0.5	84	46
1-2 m	1.5	161	62
2-3 m	2.5	28	22
7-8 m	7.5	31	23

Ämmässuo 1			
kosteusprosentti %			
putki 6	syvyys (m)	kuivapainosta	märkäpainosta
0-1 m	0.5	218	69
1-2 m	1.5	108	52
2-3 m	2.5	97	49
7-8 m	7.5	93	48

Ämmässuo 1			
kosteusprosentti %			
putki 6B	syvyys (m)	kuivapainosta	märkäpainosta
0-1 m	0.5	138	58
1-2 m	1.5	169	63
2-3 m	2.5	118	54
7-8 m	7.5	94	48

Ämmässuo 1			
kosteusprosentti %			
putki 7	syvyys (m)	kuivapainosta	märkäpainosta
0-1 m	0.5	17	14
1-2 m	1.5	34	25
2-3 m	2.5	72	42
6-7 m	6.5	36	26

Ämmässuo 2			
kosteusprosentti %			
putki 2	syvyys (m)	kuivapainosta	märkäpainosta
0-1 m	0.5	71	42
1-2 m	1.5	325	76
2-3 m	2.5	294	75
7-8 m	7.5	512	84
10-11 m	10.5	113	53

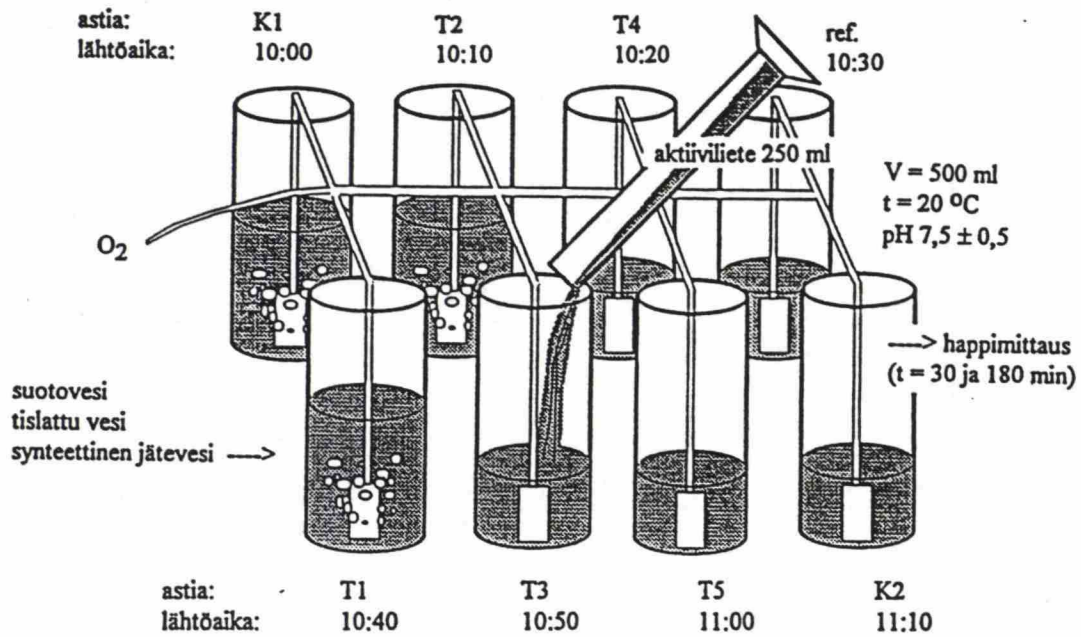
Ämmässuo 2			
kosteusprosentti %			
putki 3	syvyys (m)	kuivapainosta	märkäpainosta
0-1 m	0.5	17	14
1-2 m	1.5	47	32
2-3 m	2.5	41	29
6-7 m	6.5	64	29

Ämmässuo 2			
kosteusprosentti %			
putki 4	syvyys (m)	kuivapainosta	märkäpainosta
0-1 m	0.5	62	38
1-2 m	1.5	60	37
2-3 m	2.5	32	24
7-8 m	7.5	49	33
13.5 m	13.5	27	21

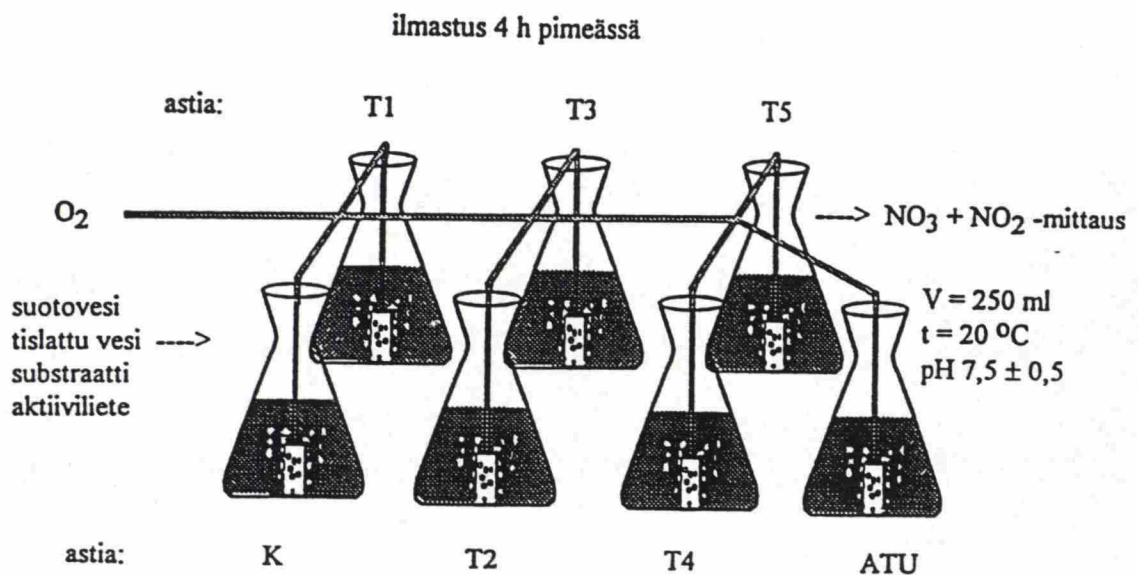
Ämmässuo 2			
kosteusprosentti %			
putki 5	syvyys (m)	kuivapainosta	märkäpainosta
0-1 m	0.5	36	27
1-2 m	1.5	34	25
2-3 m	2.5	29	22
7-8 m	7.5	90	47
10.5 m	10.5	227	68

Ämmässuo 2			
kosteusprosentti %			
putki 5B	syvyys (m)	kuivapainosta	märkäpainosta
1-2 m	1.5	27	21
2-3 m	2.5	71	41





Kuva 1 Hapenkulutuksen inhibitiokokeen koejärjestelyt



Kuva 2 Nitrifikaation inhibitiokokeen koejärjestelyt

Kaatopaikan suotovesistä 1.6.-30.11.1994 tehtyjen analyysien tulokset					
Ämmäsuon kaatopaikan mitatut virtaamat					
	alue 1	alue 2	alue 3-4	koko alue	kalvon alap.
Virtaama (l/s) 14.6.94	0.93	0.22	2.55	3.70	
Virtaama (l/s) 17.6.94	1.67	0.30	3.29	5.26	
Virtaama (l/s) 8.7.94	0.49	0.17	3.04	3.70	4.68
Virtaama (l/s) 25.7.94	0.49	0.1	2.64	3.23	2.68
Virtaama (l/s) 11.8.94	0.36	0.08	2.89	3.33	1.05
Virtaama (l/s) 18.8.94	0.49	0.08	2.56	3.13	0.08
Virtaama (l/s) 29.8.94	0.75	0.2	3.54	4.49	0.79
Virtaama (l/s) 7.9.94	0.88	0.2			1.92
Virtaama (l/s) 20.9.94	1.53	0.69	4.45	6.67	14.45
Virtaama (l/s) 27.9.94	0.85	0.32	3.40	4.57	7.69
Virtaama (l/s) 4.10.94	2.88	1.69	5.05	9.62	11.85
Virtaama (l/s) 19.10.94	0.9	0.38	3.98	5.26	7.38
Virtaama (l/s) 31.10.94	1.48	0.82	3.76	6.06	14
Virtaama (l/s) 15.11.94	0.93	0.35	3.44	4.72	7.38
ka virtaama (l/s)	1.05	0.40	3.43	4.90	6.16
Ämmäsuon kaatopaikan COD-kuormitus					
	alue 1	alue 2	alueet 3-4	koko alue	kalvon alap.
COD (mg/l) 3.6.94	10165	2465		5150	
COD (mg/l) 14.6.94	10870	2640	1750	4090	
COD (mg/l) 8.7.94	10870	2785	2626	3725	190
COD (mg/l) 25.7.94	12510	2960	1915	3555	90
COD (mg/l) 11.8.94	13835	2810	2174	3450	80
COD (mg/l) 29.8.94	13716	4825	2284	4307	119
COD (mg/l) 20.9.94	7513	2811	1505	3018	121
COD (mg/l) 4.10.94	6858	2074	826	2851	107
COD (mg/l) 19.10.94	9095	2777	2296	3494	88
COD (mg/l) 31.10.94	7849	2205	762	2688	84
COD (mg/l) 15.11.94	11494	3053	2146	4055	64
keskiarvo	10434	2855	1828	3671	105
BOD-kuormitus					
	alue 1	alue 2	alueet 3-4	koko alue	kalvon alap.
BHK7 (mg/l) 29.8.1994	9614	1997	188	1843	13.4
BHK7 (mg/l) 20.9.1994	-	-	-	-	10.6
BHK7 (mg/l) 4.10.1994	5117	1530	959	1972	6.43
BHK7 (mg/l) 19.10.1994	6159	1278	948	1940	0.85
BHK7 (mg/l) 31.10.1994	5964	1487		1923	18.4
BHK7 (mg/l) 15.11.1994	8217	1448	1289	2486	2.6
BHK7 (mg/l) x.1.1995					
keskiarvo	7014	1548	846	2033	9

VFA haihtuvat rasvahapot (mg/l)					
	alue 1	alue 2	alue 3-4	koko alue	
8.7.94	3760	1100	1304	1620	
25.7.94	5140	840	788	1450	
11.8.94	4950	770	860	1300	
29.8.94	4700	1110		460	
20.9.94	3500	595	3726	3350	
4.10.94	1740	510	129	678	
19.10.94	2200	805	932	1140	
31.10.94	2160	805	602	1010	
15.11.94	4250	460	67	920	
keskiarvo	3600	777	1051	1325	
Ämmässuon ammoniumtyppi					
	alue 1	alue 2	alueet 3-4	koko alue	kalvon alap.
NH4-N (mg/l) 14.6.94	145	160	91	109	
NH4-N (mg/l) 8.7.94	270	350	166	188	1
NH4-N (mg/l) 25.7.94	300	383	150	180	2.3
NH4-N (mg/l) 11.8.94	300	433	134	159	1.5
NH4-N (mg/l) 29.8.94	265	320	116	150	11
NH4-N (mg/l) 20.9.94	180	205	109	135	2.3
NH4-N (mg/l) 4.10.94	135	115	56	90	1.3
NH4-N (mg/l) 19.10.94	240	270	178	195	2.3
NH4-N (mg/l) 31.10.94	175	160	130	145	1.4
NH4-N (mg/l) 15.11.94	360	374	29	120	3
keskiarvo	237	277	116	147	2.9
Ämmässuon kaatopaikan kokonaisfosfori					
	alue 1	alue 2	alueet 3-4	koko alue	kalvon alap.
Kok-P (mg/l) 11.8.1994	1.3	3.2	1.71	1.7	0.013
Kok-P (mg/l) 29.8.1994	1.7	2.8	0.75	1	0.032
Kok-P (mg/l) 20.9.1994	1.7	1.4	1.00	1.2	0.37
Kok-P (mg/l) 4.10.1994	1.4	1.3	0.86	1.1	0.29
Kok-P (mg/l) 19.10.1994	2	2.3	1.18	1.4	0.022
Kok-P (mg/l) 31.10.1994	1.7	1.7	0.89	1.2	0.023
Kok-P (mg/l) 15.11.1994	2.2	2.7	1.05	1.4	0.009
keskiarvo	1.7	2.2	1.1	1.3	0.11



Ämmässuon kaatopaikan veden pH					
	alue 1	alue 2	alueet 3-4	koko alue	kalvon alap.
Veden pH 8.7.94	6.1	6.9		6.8	6.4
Veden pH 25.7.94	6.2	7		6.8	6.8
Veden pH 11.8.94	6.3	7		6.8	6.4
Veden pH 29.8.94	6.2	6.8		6.8	6.4
Veden pH 20.9.94	6.1	6.7		6.6	6.4
Veden pH 4.10.94	6.1	6.5		6.4	6.5
Veden pH 19.10.94	6.3	6.8		6.9	6.1
Veden pH 31.10.94	6.4	6.7		6.9	6.9
Veden pH 15.11.94	6.2	7		6.8	6.6
keskiarvo	6.2	6.8		6.8	6.5
Ämmässuon kaatopaikan veden sähkönjohtavuus					
	alue 1	alue 2	alueet 3-4	koko alue	kalvon alap.
Sähkönjohtavuus 14.6.94	872	974		668	
Sähkönjohtavuus 8.7.94	828	864		642	40.1
Sähkönjohtavuus 25.7.94	942	960		644	42.3
Sähkönjohtavuus 11.8.94	956	988		622	47.5
Sähkönjohtavuus 29.8.94	811	744		527	50.8
Sähkönjohtavuus 20.9.94	567	552		433	45.1
Sähkönjohtavuus 4.10.94	551	422		438	46.2
Sähkönjohtavuus 19.10.94	685	681		577	32.5
Sähkönjohtavuus 31.10.94	564	431		432	34.7
Sähkönjohtavuus 15.11.94	765	753		614	39
keskiarvo	754	737		560	42.0
Veden lämpötila oC					
	alue1	alue 2	alue3-4	koko alue	kalvon alap.
lämpö 20.9.94	8	10.5		9	7
lämpö 4.10.94	8.5	10.5		8.5	6.5
lämpö 19.10.94	8.2	10.8		8.6	
lämpö 31.10.94	8.2	10.8		8.2	7
lämpö 15.11.94	8.5	11		9	7.5
Suotoveden alkaliteetti					
	alue1	alue 2	alue3-4	koko alue	
Alkaliteetti (mmol/l) 20.9.94	42.1	40.4	32.8	35.7	
Alkaliteetti (mmol/l) 4.10.94	32.9	25	27.2	28.5	
Alkaliteetti (mmol/l) 19.10.94	54.5	55.5	52.8	53.3	
Alkaliteetti (mmol/l) 31.10.94	41.8	32.7	32.8	35.0	
Alkaliteetti (mmol/l) 15.11.94	54.7	59.2	27.1	34.9	
keskiarvo	45.2	42.6	34.5	37.5	